



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE  
DEPARTAMENTO DE FÍSICA  
NÚCLEO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM FÍSICA**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

**DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DA ATIVIDADE DE  
RADIONUCLÍDEOS NAS ÁGUAS E SOLOS DE REGIÕES PRÓXIMAS À PROVÍNCIA  
URANÍFERA DE LAGOA REAL-BA**

**Por**

**FABINARA DANTAS FREIRE**

**Cidade Universitária “Prof. José Aluísio de Campos”**

**São Cristóvão – SE – Brasil**

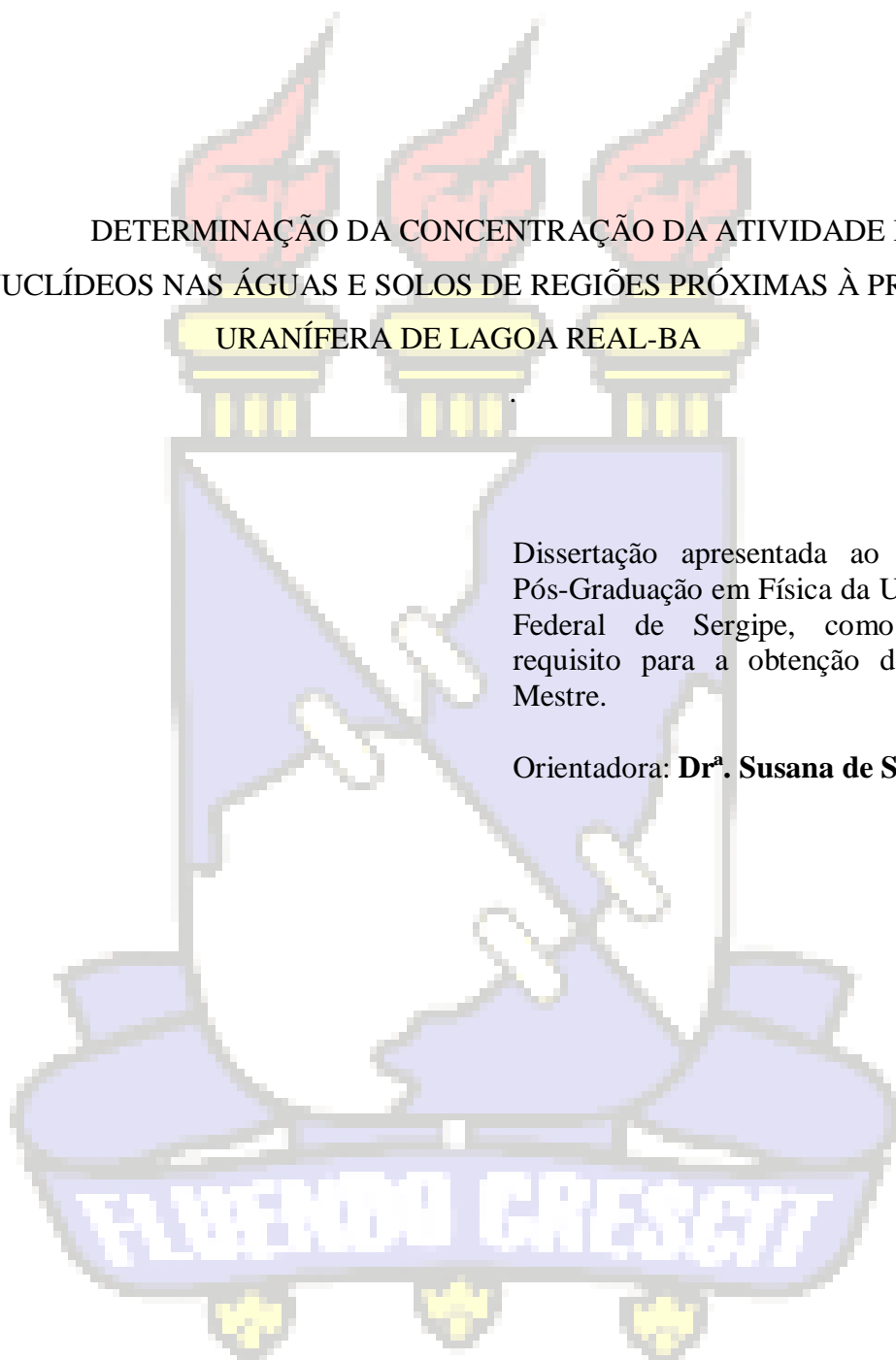
**Abril de 2015**

FABINARA DANTAS FREIRE

DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DA ATIVIDADE DE  
RADIONUCLÍDEOS NAS ÁGUAS E SOLOS DE REGIÕES PRÓXIMAS À PROVÍNCIA  
URANÍFERA DE LAGOA REAL-BA

Dissertação apresentada ao Núcleo de Pós-Graduação em Física da Universidade Federal de Sergipe, como parte do requisito para a obtenção do título de Mestre.

Orientadora: **Dr<sup>a</sup>. Susana de Souza Lalic**



São Cristóvão – SE – Brasil

Abril de 2015

Dedico este trabalho a minha  
mãe Vilma e aos meus  
familiares.

## AGRADECIMENTOS

A Deus, pela oportunidade da vida, por me dá saúde e coragem para enfrentar as dificuldades encaradas durante essa jornada.

Aos meus pais Ozivan e Vilma que sempre me apoiaram e me ajudaram em todas as horas, em especial a minha mãe pelo amor incondicional, dando força para seguir em frente e a lutar pelos meus objetivos.

A orientadora Professora Dr<sup>a</sup> Susana de Souza Lalic, por acreditar no meu potencial, pelo incentivo e pela paciência.

A professora Beata Koslowska por fazer as medidas dos radionuclídeos na Universidade de Silesia em Katowice e por sempre está a disposição para todos os esclarecimentos.

Ao Professor Geólogo Artur e o estudante Dário pela disponibilidade de acompanhar as coletas e esclarecimentos de alguns assuntos.

Ao Professor Coordenador Ronaldo por sempre ser prestativo e solícito, principalmente na fase de preparação das amostras.

Aos professores do departamento de Física por direcionarem os meus estudos nas disciplinas cursadas durante esses dois anos.

A Souzeni pela ajuda dada na fase de chegada a cidade de Aracaju e pelo incentivo de ingresso no mestrado.

A Marcos pelas colaborações e esclarecimentos em assuntos específicos de química e formatação do trabalho.

Aos meus amigos da Pós: Edielma, Yvens, Ylla, Fernando, Helena, Thiago, Ivani, Erilaine, Anderson, Renan, Francisco, Jonathas, e tantos outros que ajudaram a tornar esse período mais agradável. E principalmente a Fernando por todo apoio.

As minhas amigas Norma, Meri e Milene pelo auxílio e companheirismo.

Aos meus irmãos pelo incentivo para concluir esse trabalho.

Agradeço a minha família por compreender minha ausência e me apoiar nos momentos de desânimo.

Aos funcionários do NPGFI pela competência e responsabilidade nas atividades desempenhadas.

A CAPES pela sustentação financeira durante os dois anos do projeto.

Enfim, agradeço a todos de coração que contribuíram direto ou indiretamente nesta conquista. Muito Obrigada!

*“Há uma força motriz mais poderosa que o vapor, a eletricidade e a energia atômica: a vontade.”*

(Albert Einstein)

## RESUMO

A Província Uranífera de Lagoa Real, na região de Caetité e Lagoa Real, situado no centro sul da Bahia, atualmente é considerada a mais importante reserva uranífera do Brasil. Por se tratar de uma região de exploração do minério de urânio, é importante ser avaliada e monitorada para que se obtenham informações da composição química e concentração de radionuclídeos na água e no solo. Neste trabalho determinou-se a atividade específica de alguns radionuclídeos em amostras de águas e solos coletadas em fevereiro de 2014, época de alto índice pluviométrico na região. A concentração das atividades dos radionuclídeos  $^{226,228}\text{Ra}$  e  $^{234,238}\text{U}$  em amostras de água e dos radionuclídeos  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{40}\text{K}$  em amostras de solos foram encontrados por diferentes técnicas de espectrometria nuclear. A amostra de água com maior atividade específica apresentou  $(134 \pm 4)$  mBq/L para  $^{226}\text{Ra}$  e  $(208 \pm 9)$  mBq/L para  $^{228}\text{Ra}$ . Tratando-se isótopos de urânio, a maior atividade na água foi de  $(172 \pm 10)$  mBq/L para o  $^{238}\text{U}$  e de  $(447 \pm 20)$  mBq/L para  $^{234}\text{U}$ . Nas amostras de solo foi notado que especialmente o  $^{40}\text{K}$  apresentou maior atividade. O maior valor obtido para este nuclídeo radioativo foi  $(155 \pm 11).10$  Bq/kg. Em amostras de areia de praias do Rio de Janeiro e de Aracaju, usadas como referência, a maior atividade foi do  $^{232}\text{Th}$  com  $(36,4 \pm 6,1)$  Bq/kg, sendo que para o  $^{40}\text{K}$  todas apresentaram uma atividade específica de  $< 50$  Bq/kg. As amostras de solos representaram muito baixa atividade específica para os radionuclídeos investigados, comparadas aos valores estabelecidos nos critérios brasileiros de exclusão, isenção e dispensa como requisito de proteção radiológica. As doses efetivas foram calculadas a partir das concentrações de atividade dos nuclídeos radioativos encontrados na água e de seus coeficientes de dose. Duas amostras excederam os limites recomendados pela OMS que é de 100  $\mu\text{Sv/a}$ , (144,2  $\mu\text{Sv/a}$ ) e (102,2  $\mu\text{Sv/a}$ ), mas ambas não são ingeridas pela população. A maior dose efetiva calculada para amostras de água ingeridas pela população foi 58,6  $\mu\text{Sv/a}$ , valor dentro do limite recomendado. A partir dos dados obtidos, pode-se concluir que as amostras não indicaram uma concentração elevada como TENORM e que não parece haver contaminação da região de Caetité devido movimentação de minério na região. A presença de radionuclídeos nas amostras de solo se deve à natureza do solo da região e não à exploração de urânio.

**PALAVRAS-CHAVE:** Atividade específica; dose efetiva; mineração de urânio; radionuclídeos.

## ABSTRACT

The Uraniferous Province of Lagoa Real, in the region of Caetité, located in midwest Bahia State, is considered the most important uraniferous reserve of Brazil. Because it is a uranium mining region, it is important to be evaluated and monitored in order to obtain information on the chemical composition and concentration of radionuclides in water and soil. In this study we determined the specific activity of some radionuclides in soil and water samples collected in February 2014, when high rainfall in the region. The concentration of the activities of radionuclides  $^{226,228}\text{Ra}$  and  $^{234,238}\text{U}$  in water samples and radionuclides  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  and  $^{40}\text{K}$  in soil samples were found by different techniques of nuclear spectrometry. The water samples showed higher specific activity ( $134 \pm 4$ ) mBq / L for  $^{226}\text{Ra}$  and ( $208 \pm 9$ ) mBq / L for  $^{228}\text{Ra}$ . Concerning the isotopes of uranium, the highest activity in the water was ( $172 \pm 10$ ) mBq / L for  $^{238}\text{U}$  and ( $447 \pm 20$ ) mBq / L for  $^{234}\text{U}$ . In the soil samples was noted that especially the  $^{40}\text{K}$  was most active. The highest value obtained for this radioactive nuclide was ( $155 \pm 11$ ) .10 Bq / kg. In samples sand beaches of Rio de Janeiro and Aracaju, used as a reference, the highest activity was the  $^{232}\text{Th}$  with ( $36.4 \pm 6.1$ ) Bq / kg, and for the  $^{40}\text{K}$  all showed a specific activity of  $< 50$  Bq / kg. The soil samples represented very low specific activity for radionuclides investigated, compared to the values established in the Brazilian criteria for exclusion, exemption and waiver as radiation protection requirement. The effective doses were calculated from the activity concentrations of radioactive nuclides in water and their dose coefficients. Two samples exceeded the limits recommended by the WHO that is 100  $\mu\text{Sv} / \text{a}$ , ( $144.2 \mu\text{Sv} / \text{a}$ ) and ( $102.2 \mu\text{Sv} / \text{a}$ ), but both are not ingested by the population. The most effective dose calculated for water samples ingested by the population was  $58.6 \mu\text{Sv} / \text{a}$ , value within the recommended limit. From the data obtained, it can be concluded that the samples did not indicate a high concentration as TENORM and that there seems to be contamination of Caetité region due handling ore in the region. The presence of radionuclides in the samples is due to the nature of the soil region and the operation of uranium.

KEY-WORDS: specific activity; effective dose; uranium mining; radionuclides.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.1:</b> Reservas minerais de urânio no Brasil (Fonte: INB, 2014). .....	2
<b>Figura 2.1:</b> Fontes de radiação (Fonte: ELETROBRAS, 2013).....	7
<b>Figura 2.2:</b> Ciclo de incorporação dos radionuclídeos pelo homem, descrevendo como os elementos radioativos naturais ou aqueles provenientes de <i>fallout</i> chegam ao homem (Fonte: KATHNEN, 1998).....	8
<b>Figura 2.3:</b> Esquema da série de decaimento do $^{238}\text{U}$ . Os símbolos $\alpha$ e $\beta$ ao lado das setas indicam o tipo de decaimento e os tempos mostrados são as meia-vidas. Adaptada (BONOTO, 2004). .....	18
<b>Figura 2.4:</b> Esquema da série de decaimento do $^{235}\text{U}$ . Os símbolos $\alpha$ e $\beta$ ao lado das setas indicam o tipo de decaimento e os tempos mostrados são as meia-vidas, Adaptado (BONOTO, 2004). .....	19
<b>Figura 2.5:</b> Esquema da série de decaimento do $^{232}\text{Th}$ . Os símbolos $\alpha$ e $\beta$ ao lado das setas indicam o tipo de decaimento e os tempos mostrados são as meia-vidas. Adaptada (BONOTO, 2004). .....	20
<b>Figura 2.6:</b> Ilustração das conversões de energia que ocorrem no processo de detectores cintiladores Fonte: (OKUNO & YOSHIMURA, 2010). .....	26
<b>Figura 2.7:</b> Esquema de um espectrômetro alfa (Fonte: Extraída de RAMOS, 2010) .....	27
<b>Figura 2.8:</b> Sistema do espectrômetro gama e as principais partes de funcionamento do equipamento adaptada de CROUTHAMEL <i>et al.</i> , 1970). .....	28
<b>Figura 3.1:</b> Localização do empreendimento no Estado da Bahia Fonte: (INB, 2014).....	32
<b>Figura 3.2:</b> Caetité - BA: Temperatura e Precipitação média mensal - 1961 – 1990. Fonte: Por Veiga - Elaborado a partir de dados brutos publicado pela SEI, 1999. ....	33
<b>Figura 3.3:</b> Vegetação da região de Caetité Fonte: Adaptada de RADAMBRASIL (1981). .	34
<b>Figura 3.4:</b> Caetité – BA: Principais rios e divisor de bacias – 2015 Fonte: Organizado por Veiga. (2015). .....	36
<b>Figura 3.5:</b> Geologia do Complexo de Lagoa Real – 2004. Fonte: Cruz (2004) .....	37
<b>Figura 4.1:</b> Pontos de coletas estão nas regiões próximas a URA (Fonte: Veiga, 2014). .....	42
<b>Figura 4.2:</b> Aspectos hidrológicos da localização das amostras (Fonte: Veiga, 2014). .....	43
<b>Figura 4.3:</b> Fotos dos pontos de coletas. <b>a)</b> Área urbana – Rancho Alegre – Posto de Combustível, <b>b)</b> Residência de Dona Celeste, <b>c)</b> Sítio Boa Esperança – Sr Edvaldo, <b>d)</b> Lagoa Superficial – Propriedade Rural, <b>e)</b> Poço lacrado pelo Greenpeace – Propriedade de Sr Márcio, <b>f)</b> Fazenda Sítio – Sr Luiz Antonio, <b>g)</b> Caixa d'água, <b>h)</b> Lava Rápido, <b>i)</b> Lagoa superficial às margens da BR - Saída de Lagoa Real e <b>j)</b> Hotel Caetité.....	44



<b>Figura 4.4:</b> Amostra de solo peneirado.....	45
<b>Figura 4.5:</b> a) Garrafas utilizadas para as coletas das amostras com capacidade 250 mL. b) Garrafas utilizadas para as coletas das amostras com capacidade 2 L.....	45
<b>Figura 4.6:</b> Decantação e filtragem da água.....	46
<b>Figura 4.7:</b> Foto da preparação do precipitado. UFS, São Cristóvão - SE. ....	47
<b>Figura 4.8:</b> a) Foto ilustrativa dos precipitados formados após decantação. b) Detalhe do precipitado. c) Ilustração da lavagem e centrifugação para retirada de elementos químicos indesejáveis. ....	48
<b>Figura 4.9:</b> Esquema adaptado do Contador de Cintilação Líquida (LSC) <i>1414WinSpectral <math>\alpha/\beta</math> de Wallace</i> . a) Com os periféricos b) Com a tampa aberta.....	50
<b>Figura 4.10:</b> a) (LSC) <i>1414 WinSpectral <math>\alpha/\beta</math> de Wallace</i> . b) Soluções para Cintilação. ....	52
<b>Figura 4.11:</b> Espectrômetro alfa <i>7401VR de Canberra – Packard EUA</i> . ....	53
<b>Figura 4.12:</b> Espectro típico de urânio por espectrometria alfa, mostrando o pico de emissão do traçador $^{232}\text{U}$ . ....	54
<b>Figura 4.13:</b> a) Detector de espectrometria gama HPGe da Canberra, analisador modelo TUKAN8k e b) Béquer Marinelli utilizado para a realização das medidas. ....	55
<b>Figura 5.1:</b> Atividade específica do isótopo $^{226}\text{Ra}$ determinada nas amostras de água de Caetité.. ....	60
<b>Figura 5.2:</b> Atividade específica do isótopo $^{228}\text{Ra}$ determinada nas amostras de água de Caetité.. ....	60
<b>Figura 5.3:</b> Atividade específica dos isótopos $^{226,228}\text{Ra}$ determinadas nas amostras de água de Caetité. ....	61
<b>Figura 5.4:</b> Concentração da atividade do radioisótopo $^{238}\text{U}$ .....	63
<b>Figura 5.5:</b> Concentração da atividade do radioisótopo $^{234}\text{U}$ .....	64
<b>Figura 5.6:</b> Concentração da atividade do Ra-226 para os pontos de coleta de solo.....	70
<b>Figura 5.7:</b> Concentração da atividade do Th-232(Ac-228) para os pontos de coleta de solo. ....	70
<b>Figura 5.8:</b> Concentração da atividade do K-40 para os pontos de coleta de solo.....	71
<b>Figura 5.9:</b> Concentração da atividade do Ra-226 das amostras das praias. ....	72
<b>Figura 5.10:</b> Concentração da atividade do Th-232(Ac-228) das amostras das praias. ....	72
<b>Figura 5.11:</b> Concentração da atividade do K-40 das amostras das praias.....	73

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 2.1:</b> Características das partículas $\alpha$ , $\beta$ e $\gamma$ Fonte adaptada: (CHESMAN <i>et al</i> , 2004). .....	11
<b>Tabela 2.2:</b> Algumas grandezas de física das radiações Fonte: Adaptada (OKUNO & YOSHIMURA, 2010). .....	15
<b>Tabela 2.3:</b> Dose média de radiação a partir de fontes naturais Fonte: Adaptado de UNSCEAR (2008). .....	16
<b>Tabela 2.4:</b> Atividade de alguns materiais por ano de exposição (Fonte: WNA/ELETROBRAS, 2013) .....	17
<b>Tabela 4.1:</b> Localização Geográfica das amostras de água coletadas.....	40
<b>Tabela 4.2:</b> Localização Geográfica das amostras de solo coletadas da região de Caetité - BA. .....	41
<b>Tabela 4.3:</b> Localização das amostras de solo coletadas de praias brasileiras. ....	41
<b>Tabela 4.4:</b> Soluções utilizadas para a preparação do precipitado. ....	48
<b>Tabela 4.5:</b> Coeficientes de dose dos radionuclídeos por adulto Fonte: Adaptada de (ICRP, 1996). .....	56
<b>Tabela 5.1:</b> Concentração da atividade do $^{226,228}\text{Ra}$ e suas respectivas incertezas .....	59
<b>Tabela 5.2:</b> Concentração da atividade do urânio $^{238,234}\text{U}$ e suas respectivas incertezas .....	63
<b>Tabela 5.3:</b> Razão isotópica $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ .....	65
<b>Tabela 5.4:</b> Razão $^{238}\text{U}/^{226}\text{Ra}$ .....	65
<b>Tabela 5.5:</b> Valores obtidos para dose efetiva para as amostras de água, considerando apenas o consumo de 730 L/a de água. ....	66
<b>Tabela 5.6:</b> Valores das concentrações de atividade do $^{226}\text{Ra}$ , $^{232}\text{Th}$ e $^{40}\text{K}$ para as amostras de solo da região mineradora de Caetité – BA.....	69
<b>Tabela 5.7:</b> Razão $^{232}\text{Th}/^{226}\text{Ra}$ .....	69
<b>Tabela 5.8:</b> Razão da atividade específica do Ra-226 em solo pela água do mesmo local. ...	71
<b>Tabela 5.9:</b> Concentrações de atividade do $^{226}\text{Ra}$ , $^{232}\text{Th}$ e $^{40}\text{K}$ para as amostras de areia das praias do Rio de Janeiro e Aracaju. ....	72

## SUMÁRIO

<b>AGRADECIMENTOS.....</b>	<b>III</b>
<b>RESUMO .....</b>	<b>V</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>VI</b>
<b>LISTA DE FIGURAS .....</b>	<b>VII</b>
<b>1      Introdução .....</b>	<b>1</b>
1.1    Considerações gerais .....	1
1.2    Estruturação do trabalho.....	4
1.3    Objetivo .....	5
<b>2      Fundamentação Teórica .....</b>	<b>6</b>
2.1    Radioatividade .....	6
2.2    Radiações Nucleares .....	9
2.3    Interação da Radiação com a Matéria .....	11
2.4    Efeitos das radiações .....	12
2.5    Decaimento radioativo e unidades de medidas.....	13
2.6    Presença de Radionuclídeos no solo e águas.....	15
2.6.1   Séries do decaimento $^{238}\text{U}$ , $^{235}\text{U}$ e do $^{232}\text{Th}$ .....	17
2.7    Equilíbrio radioativo secular .....	21
2.8    Valores e limites recomendados para radionuclídeos presentes nas águas e solos.	22
2.9    Dose de radiação .....	24
2.10   Instrumentação.....	25
2.10.1   Detector de Cintilação Líquida.....	25
2.10.2   Espectrômetro Alfa.....	26
2.10.3   Espectrômetro Gama.....	27
2.11   Um breve Estado da Arte .....	29
<b>3      Caracterização do local de estudo .....</b>	<b>32</b>
3.1    Localização .....	32
3.2    Aspectos Fisiográficos .....	33
3.3    Relevo .....	35
3.4    Hidrografia .....	35
3.5    Geologia .....	37
<b>4      Materiais e Métodos.....</b>	<b>39</b>
4.1    Tipo de estudo.....	39
4.2    Procedimento de coleta .....	39

4.2.1	Amostragem.....	45
4.3	Preparo em laboratório .....	46
4.4	Procedimento e Equipamento de Cintilação Líquida.....	47
4.4.1	Parte I - Preparação química do $^{226,228}\text{Ra}$ .....	47
4.4.2	Parte II - Realização das medidas .....	49
4.4.3	Eficiência das Medidas do $^{226,228}\text{Ra}$ .....	52
4.5	Procedimento e Equipamento de Espectrometria Alfa .....	53
4.6	Procedimento e Equipamento de Espectrometria Gama .....	55
4.7	Cálculo de dose.....	56
<b>5</b>	<b>Resultados e Discussões .....</b>	<b>58</b>
5.1	Concentração da atividade do $^{226,228}\text{Ra}$ .....	58
5.2	Concentração da atividade do $^{234,238}\text{U}$ .....	62
5.3	Dose efetiva dos radionuclídeos $^{226,228}\text{Ra}$ e $^{234,238}\text{U}$ .....	65
5.4	Concentração da atividade do $^{226}\text{Ra}$ , $^{232}\text{Th}$ e $^{40}\text{K}$ .....	68
<b>6</b>	<b>Conclusão .....</b>	<b>75</b>
<b>7</b>	<b>Sugestões para Trabalhos Futuros .....</b>	<b>77</b>
	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>78</b>
	<b>ANEXOS .....</b>	<b>83</b>

## 1 INTRODUÇÃO

### 1.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

Todos os organismos vivos, incluindo os seres humanos, são expostos a fontes naturais de radioatividade de forma inevitável e permanente estando comumente aptos a tolerar certos níveis de atividade, sem implicar em efeitos prejudiciais. Têm-se como exemplo, os raios cósmicos, de origem extraterrestre (Sol e Via Láctea) que consistem sobretudo de prótons de alta energia (cerca de 85%), partículas alfa (cerca de 14%) e núcleos atômicos mais pesados (cerca de 1%). (BONOTO, 2004). Existem muitas controvérsias e discrepâncias nas teorias de proteção radiológica sobre os reais efeitos de baixas doses por exposição à radiação ionizante.

Observações diretas e estudos sobre os efeitos radiobiológicos e epidemiológicos de radiação ionizante de materiais radioativos naturais sobre o homem, principalmente onde há quantidades elevadas desses elementos, são uma preocupação primordial na proteção contra as radiações. Os radionuclídeos de ocorrência natural presentes em diferentes concentrações na crosta terrestre são designados na literatura por “NORM”, acrônimo de *Naturally Occurring Radioactive Materials*. Muitas áreas do mundo têm elevado NORM causado, por exemplo, pela estrutura geológica e geoquímica do solo. Essas áreas são objeto de estudo para a dosimetria, radiobiologia e estudos epidemiológicos, tentando desvendar os riscos reais de exposição a baixas doses de radiação.

Processos industriais ou atividades humanas, tais como mineração e produção de petróleo, podem aumentar a concentração de radionuclídeos naturalmente presentes em rochas, solos, água e minerais. Nesse caso ocorre a formação do que se denomina “TENORM”, acrônimo de *Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials*, ou radionuclídeos naturais tecnologicamente aumentados. Desta forma, as pessoas podem receber exposição à radiação aumentada devido à TENORM. Em geral, o nível de exposição individual a partir de NORM é trivial, mas o nível de exposição a partir de TENORM pode ser perigoso (OJOVAN; LEE, 2005, LANDA, 2007). Nessas áreas onde existe a possibilidade de haver TENORM, tornam-se ainda mais importantes os dados sobre a radiação natural e aumentada a que as pessoas estão expostas.

Na mineração de urânio, a rocha que contém o mineral é extraída do solo e, em seguida, submetida a um processo industrial chamado lixiviação para sua extração. Essa extração e o beneficiamento do minério de urânio constituem a primeira etapa do ciclo do

combustível nuclear. O ciclo do combustível nuclear é o conjunto de fases, de processos industriais pelos quais passa o urânio, desde a mineração até a geração de energia nuclear. Os impactos ambientais resultantes da exploração e do beneficiamento de U são, em sua maioria, semelhantes àqueles causados por atividades de mineração. Entretanto, a grande quantidade de elementos radioativos presente no minério de urânio, nos rejeitos e efluentes pode dar origem ao maior impacto radiológico com geração de TENORM.

Como o urânio é o combustível para usinas nucleares, surge de imediato, o receio da população que não conhece exatamente os processos envolvidos na exploração dessa matéria prima. As maiores reservas de urânio do planeta são encontradas na Austrália, no Cazaquistão e na Rússia. (INB, 2014). Em termos de combustível nuclear, o Brasil registra a sétima maior reserva geológica de urânio do mundo, com cerca de 309.000 t de  $U_3O_8$ . (INB, 2014). No território brasileiro, os dois principais depósitos minerais de urânio estão localizados na região semiárida, representados pelo Distrito Uranífero de Lagoa Real (Bahia), já em fase de produção, e o de Itataia (Ceará). Também pode ser citado o depósito de Espinharas na Paraíba, porém com reservas bastante inferiores aos dois primeiros (DNPM, 2009). A **Erro! Fonte de referência não encontrada.** mostra o mapa dos depósitos e instalações das reservas geológicas identificadas no Brasil.



**Figura 1.1:** Reservas minerais de urânio no Brasil (Fonte: INB, 2014).

A produção brasileira de urânio começou em 1982, no município de Caldas, sul de Minas Gerais. Atualmente é na Bahia, a sudoeste do Estado, próxima aos Municípios de Caetité e Lagoa Real, que está situada uma das mais importantes províncias uraníferas brasileiras, a única explorada no momento. A efetiva exploração do urânio no Distrito Uranífero de Lagoa Real só foi iniciada em 1999, em caráter experimental, tendo produzido concentrado de urânio comercialmente a partir do ano 2000, após a concessão das licenças necessárias ao seu funcionamento, haja vista o aproveitamento de 33 anomalias radiométricas, com reservas estimadas em 100 mil toneladas do minério. (INB, 2014).

A medida de radioatividade no ambiente é de fundamental importância para monitorar os níveis de radiação a qual o homem está exposto direta ou indiretamente, principalmente em região de mineração, visto que níveis aceitáveis podem ser ultrapassados com essas atividades. Neste caso, níveis elevados podem indicar sérios problemas ambientais, podendo consequentemente gerar danos irreparáveis na saúde da população. Entender o impacto radiológico é observar o efeito e influência da radioatividade e de outros parâmetros radiológicos no meio ambiente e nos organismos vivos, incluindo a interpretação dos resultados das medições desses fatores com o objetivo de controlar essa exposição aos ajustes aceitáveis pela proteção radiológica.

Em 2008, o Greenpeace publicou o Relatório “Ciclo do Perigo – Impactos da Produção de Combustível Nuclear no Brasil”. (Greenpeace, 2008). Nesse relatório essa Organização Não-governamental (ONG) coletou amostras de água para consumo tanto humano quanto animal, além de sedimentos do entorno da mina. Com os resultados, eles concluíram que havia contaminação na água da região, haja vista que duas amostras apresentaram concentrações de urânio superiores a máxima de urânio recomendada pela Organização Mundial de Saúde (OMS). Para o urânio, a OMS recomenda o limite de concentração máxima de  $30 \mu\text{g.L}^{-1}$  nas águas para o consumo humano. A OMS recomenda ainda que os níveis de radioatividade alfa e beta total que devem ser observados para água potável para os quais não são necessárias novas medidas sejam de  $0,5 \text{ Bq.L}^{-1}$  para alfa total e  $1 \text{ Bq.L}^{-1}$  para beta total. Se nenhum desses valores é excedido, o IDC (Critério de dose individual) de  $0,1 \text{ mSv/ano}$  também não será ultrapassado (WHO 1, 2011; WHO 2, 2011).

Percebe-se com isso a importância da monitoração e avaliação em regiões de mineração de urânio, como é o caso da Província Uranífera de Lagoa Real, para que se obtenham informações da composição química e concentração de radionuclídeos na água e no solo.

Para se conseguir uma avaliação periódica, várias técnicas de espectrometria nuclear vêm sendo desenvolvidas para medir os aspectos radiológicos de águas e solos. O principal objetivo dessa dissertação foi a determinação da concentração da atividade do  $^{226,228}\text{Ra}$  e do  $^{234,238}\text{U}$  em águas coletadas próximas a URA Caetité – BA, visto que a água é uma das principais vias de entrada de radionuclídeos no corpo humano, e ainda, que a região é rica em minério de urânio, onde os recursos hídricos estão suscetíveis a contaminação decorrentes da atividade de mineração. Também foram avaliados os nuclídeos radioativos  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{40}\text{K}$  em amostras de solos, de forma a montar um quadro mais detalhado da presença de radioisótopos na região.

## 1.2 ESTRUTURAÇÃO DO TRABALHO

Esta dissertação foi organizada em 7 capítulos. O primeiro capítulo faz uma introdução geral a cerca do tema, apresentando inclusive um breve histórico do urânio no Brasil e as motivações e objetivos a serem alcançados neste trabalho. O segundo capítulo faz uma revisão bibliográfica sobre os assuntos e conteúdos fundamentais para o entendimento deste trabalho. O terceiro capítulo consiste de uma abordagem da caracterização da área de estudo, apontando para um aspecto geográfico da região. No quarto capítulo são apresentados os materiais e métodos adotados, bem como o procedimento experimental em campo e em laboratório. No quinto capítulo são apresentados os resultados e discussões das medidas realizadas. O sexto capítulo é a conclusão do trabalho até o momento a partir do entendimento legal dos resultados obtidos. O capítulo sete se baseia em lançar propostas e ideias para trabalhos futuros. Por fim são apresentadas as referências bibliográficas utilizadas para embasar a realização deste trabalho e os anexos.



### 1.3 OBJETIVO

Este estudo se destina a analisar os aspectos radiológicos da água e solos, a qual deve ser periodicamente monitorada e controlada, em regiões que possuem naturalmente radionuclídeos que podem entrar na ingestão alimentar da população local. O objetivo geral foi identificar potenciais problemas de aumento dos radionuclídeos em águas utilizadas para consumo humano e animal no Distrito Uranífero de Lagoa Real e que pudesse ser resultante da mobilização de materiais da mina de urânio nas áreas de seu entorno. Para obter os resultados dos radionuclídeos investigados diferentes técnicas de espectrometria foram utilizadas.

O presente trabalho teve como objetivos específicos:

- Determinar as atividades dos isótopos  $^{226,228}\text{Ra}$  e do  $^{234,238}\text{U}$  em águas utilizadas pela população que reside nas proximidades da Província Uranífera de Lagoa Real;
- Determinar as doses efetivas devido a atividade dos radionuclídeos  $^{226,228}\text{Ra}$  e  $^{234,238}\text{U}$  em amostras de água;
- Determinar as atividades dos nuclídeos radioativos  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{40}\text{K}$  em amostras de solos das proximidades da Província Uranífera de Lagoa Real;
- Verificar se a água consumida não traz algum risco à saúde humana relacionada ao teor de radionuclídeos naturais;
- Divulgar a importância do ponto de vista social, científico e educacional desse tipo de estudo, contribuindo para a melhoria da qualidade de vida da população através de estudos e discussões.

## 2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

### 2.1 RADIOATIVIDADE

A palavra radioatividade foi usada pela primeira vez, pela polonesa Marie Curie, termo derivado do elemento químico rádio, isolado por Curie, juntamente com o polônio. A radioatividade é um fenômeno natural pelo qual algumas substâncias ou elementos químicos, chamados radioativos, são capazes de emitir radiação, ou seja, seriam responsáveis pela liberação espontânea de diferentes formas de energia, e os elementos que a exibem são os radionuclídeos.

Alguns elementos que estão presentes na Terra desde a sua formação são uma das fontes naturais de radioatividade. Nesse contexto, estão presentes apenas aqueles que possuem isótopos radioativos cuja meia-vida é consideravelmente longa para permitir que a atividade radioativa persista, inclusive nos dias de hoje, e sob diversas formas no meio ambiente. Dentre os mais importantes elementos primordiais, podem ser citados o urânio, o tório e o potássio. (BONOTO, 2004).

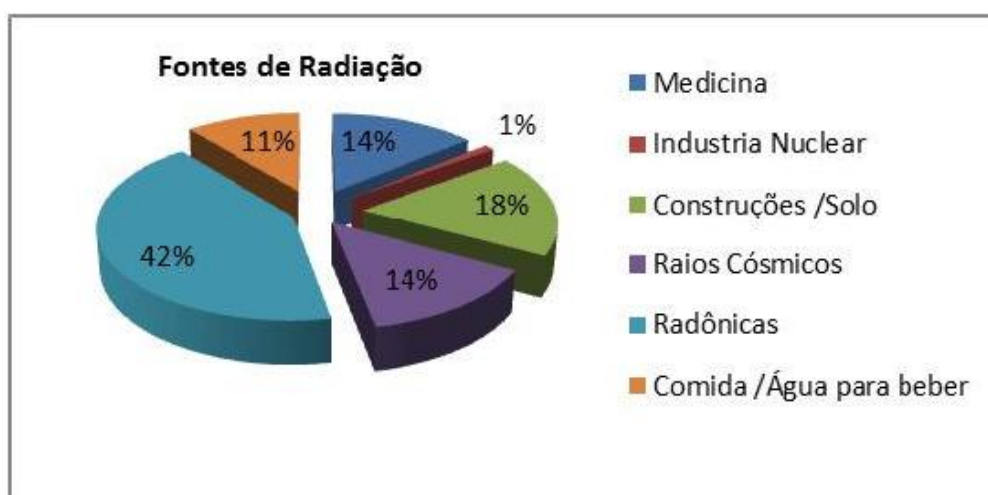
A radiação que todos os seres humanos estão submetidos naturalmente é chamada de radiação de fundo ou “*background*” e varia enormemente por entre as regiões do mundo, em função de fatores como composição de rochas no ambiente, altitude e longitude. (UNSCEAR, 2000).

A exposição dos indivíduos à radiação depende de uma série de fatores, tais como a altura acima do nível do mar onde habitam, a quantidade e o tipo de radionuclídeos presentes no solo (exposição terrestre), a composição de radionuclídeos no ar, em alimentos, em água potável consumida e a quantidade incorporada ao corpo humano através de inalação ou ingestão. (WHO 1, 2008).

Em algumas áreas ao redor do mundo a população está exposta a níveis de radiação natural cerca de 200 vezes maiores que o índice médio global, que é de 2,4 mSv. Há exemplos de localidades onde existem altas concentrações das atividades de radionuclídeos nos solos e nas rochas e que, por isso, apresentam níveis de radiação ambiental elevados, tais como: a faixa costeira do Estado de Kerala na Índia, que varia de 1,5 a 20 mSv/ano; regiões monazíticas de Yangjiang, província de Guangdong, na China, com 5,5 mSv/ano; porções na França, Irã, Itália, Madagascar e Nigéria. No Brasil, isto inclui áreas de areias monazíticas da costa do Espírito Santo, como Guarapari, e Rio de Janeiro, áreas do estado de Minas Gerais,

como Poços de Caldas, Pitinga no Amazonas e Caetité na Bahia, onde a dose de radiação varia de 3,5 a 10 mSv/ano. (ANJOS *et al.*, 2004; UNSCEAR, 2000).

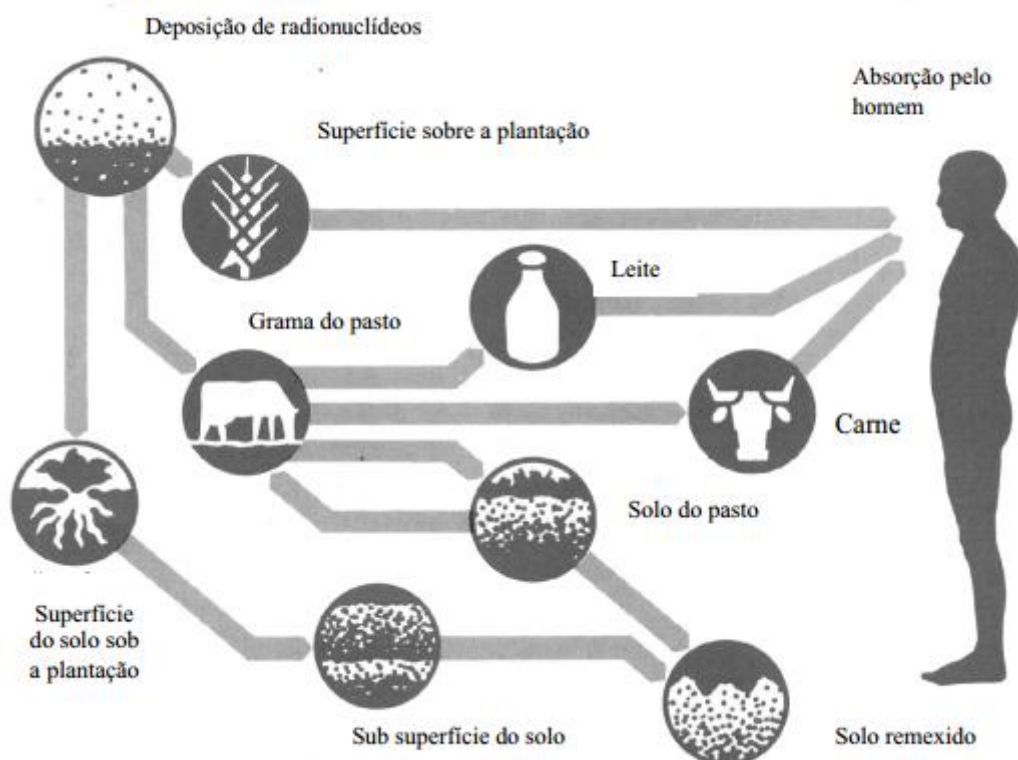
A exposição a radioatividade surge a partir de fontes que ocorrem naturalmente, bem como daquelas de origem artificial, a exemplo de procedimentos médicos e terapêuticos para diagnóstico; de material radioativo resultante de testes de armas nucleares; de geração de energia, inclusive por meio de energia nuclear; acontecimentos não planejados como os acidentes em usinas nucleares de Chernobyl, em 1986, e Fukushima, no grande terremoto do leste - Japão e seguido pela tsunami de março de 2011; e locais de trabalho em que a exposição a fontes artificiais ou naturais da radiação pode ser maior. (UNSCEAR, 2013). A Figura 2.1 mostra a distribuição das fontes de radiação entre os diversos setores.



**Figura 2.1:** Fontes de radiação (Fonte: ELETROBRAS, 2013).

É importante ressaltar que parte da radiação oriunda de elementos radioativos artificiais é encontrada atualmente em toda a esfera terrestre devido ao *fallout*. Este fenômeno é a precipitação ou deposição de elementos radioativos na superfície terrestre. Isso acontece quando uma explosão nuclear ocorre e forma uma nuvem de gás e vapor com alta temperatura que chegam a grandes altitudes, na estratosfera e troposfera. (GLASSTONG, 1964).

De uma forma geral, a incorporação dos radionuclídeos oriundos de fontes provocadas pelo homem na biosfera devido ao *fallout* atingem plantas, solo e água e, por diferentes meios, contaminam o ambiente, os alimentos, chegando até os seres humanos, como ilustrado na Figura 2.2.



**Figura 2.2:** Ciclo de incorporação dos radionuclídeos pelo homem, descrevendo como os elementos radioativos naturais ou aqueles provenientes de *fallout* chegam ao homem (Fonte: KATHNEN, 1998).

A radioatividade pode ser nociva ao organismo humano dependendo da intensidade ou do tempo da duração da exposição. Atualmente são divulgados e discutidos os efeitos das radiações tanto no ser humano como no meio ambiente através de publicações acadêmicas, bem como outros meios de comunicação em massa.

Em relação à exposição humana, esta pode ser externa ou ainda interna. Quando ocorre pela irradiação proveniente de fontes fora do corpo é chamada de exposição externa e quando acontece através do decaimento de elementos radioativos incorporados através da ingestão de alimentos, água ou por inalação, ou ainda por penetração da pele, a exposição é interna.

Como muita coisa na natureza, a radiação pode ser boa ou ruim dependendo da quantidade e da sua aplicação. Em algumas partes do mundo a radioatividade natural tem sido explorada por seu suposto benefício para a saúde, o que ocorreu antes mesmo da própria descoberta do fenômeno da radioatividade, por meio das propriedades laxativas de águas de nascente com alto conteúdo mineral. Devido a isso, resorts extensos cresceram em locais como Saratoga Springs no Estado de Nova Iorque, EUA, e os spas da Europa, Japão e

América do Sul. (EISENBUD, 1973). Entretanto ainda há muita controvérsia sobre os reais benefícios e malefícios de exposições a baixas doses.

## 2.2 RADIAÇÕES NUCLEARES

A radiação nuclear é um tipo de radiação que provém do núcleo de determinados átomos de elementos químicos que não estão estáveis. A instabilidade dos átomos está associada a um excesso de energia acumulada, que tende a ser liberada sob a forma de radiações. Assim, o decaimento radioativo ou desintegração radioativa é a transmutação que ocorre quando o elemento instável emite uma partícula transformando-se em outro elemento ou emite radiação eletromagnética, na forma de um raio gama, liberando o excesso de energia contido em seu núcleo.

Muitos radionuclídeos perdem seu excedente de energia em uma única etapa e o nuclídeo resultante torna-se estável. Mas também é possível que o radionuclídeo precise realizar sucessivas desintegrações até conseguir adquirir a estabilidade nuclear. Em cada decaimento radioativo podem ser emitidas radiações alfa, beta e/ou gama, que possuem algumas diferenças básicas entre a natureza de cada uma.

O decaimento alfa ( $\alpha$ ) acontece quando um núcleo (natural ou produzido artificialmente) emite uma partícula composta por dois prótons e dois nêutrons, ou seja, por um núcleo de hélio. O decaimento alfa é usualmente representado segundo o exemplo a seguir:



onde o elemento  ${}^A_ZX$  com número de massa  $A$  e número atômico  $Z$  decai emitindo um núcleo de hélio duplamente ionizado (partícula alfa,  ${}^4_2He^{2+}$ ), liberando um novo núcleo,  ${}^{A-4}_{Z-2}Y$ . A maioria dos emissores alfa possui elevado número atômico com  $Z \geq 83$  e decaem espontaneamente. (TURNER, 2007). As partículas alfa são emitidas sempre com um espectro discreto, isto é, as energias emitidas possuem sempre valores determinados.

As partículas  $\alpha$  perdem energia cinética devido à interação coulombiana com os átomos e moléculas durante o seu trajeto. Como elas possuem uma carga elétrica dupla positiva, a interação com o meio que percorrem é bastante intensa, tornando-as, assim, partículas pouco penetrantes na matéria. (BIRAL, 2002). Ao incidir sobre o corpo humano, as partículas  $\alpha$  são facilmente detidas e, portanto, a probabilidade de atravessar a pele é quase nula se o emissor for externo ao corpo. (OKUNO & YOSHIMURA, 2010). No entanto, essa

radiação é extremamente perigosa se os emissores alfa forem inalados, ingeridos ou absorvidos pelos organismos vivos, pois depositam grandes quantidades de energia em pequenos volumes.

O decaimento  $\beta$  ocorre quando um núcleo atômico tem um número insuficiente ou excessivo de nêutrons para se manter estável. Esta radiação são elétrons de alta energia ( $\beta^-$ ) ou pósitrons ( $\beta^+$ ) emitidos de núcleos atômicos.

A emissão de elétrons ocorre em nuclídeos com razão  $N/Z$  grande demais para que haja estabilidade. Um núcleo emite simultaneamente um elétron, ou partícula beta,  ${}_{-1}^0\beta$ , e um antineutrino,  ${}^0_0\bar{\nu}$ . Ambas as partículas são criadas no momento do decaimento nuclear. O decaimento beta pode ser representado segundo o esquema a seguir:



O antineutrino, antipartícula do neutrino, não tem carga e pouca ou nenhuma massa. (TURNER, 2007).

Quando o excesso no núcleo se deve aos prótons e a energia disponível é maior do que duas vezes a massa de repouso do elétron, o núcleo atômico pode liberar um pósitron (que tem mesma massa dos elétrons, mas com carga positiva,  ${}^0_{+1}\beta$ ) e um neutrino,  ${}^0_0\nu$ . Esse decaimento é usualmente representado segundo o esquema a seguir:



Ao passar por meio material, a radiação  $\beta$  perde energia por interação coulombiana com o meio, ionizando os átomos que se encontram no caminho. As partículas  $\beta$  têm médio poder de penetração, podendo ter energia suficiente para penetrar a pele e, assim, ser um perigo de radiação externa. Um emissor beta interno é também bastante perigoso. (TURNER, 2007). Essas partículas podem ser detidas por lâminas de alumínio com 1 cm de espessura ou por lâminas de chumbo com espessura maior que 2 mm. Porém ao se utilizar um material com número atômico alto, durante o freamento dessas partículas são criados X. Portanto, uma boa blindagem para radiação beta deve ter número atômico baixo. O espectro de emissão dos raios beta é contínuo, pois a energia liberada é sempre compartilhada entre as partículas emitidas, beta e neutrino (ou antineutrino), durante o decaimento.

Geralmente, após a emissão de uma partícula  $\alpha$  ou  $\beta$  o núcleo resultante desse processo, ainda com excesso de energia, emite a radiação gama para conseguir sua

estabilidade. Enquanto que na emissão das partículas  $\alpha$ ,  $\beta$  e outros processos radioativos, o núcleo se transforma no núcleo de outro elemento químico, no caso da emissão gama, emissão de radiação eletromagnética, o núcleo remanescente será do mesmo elemento químico. Transições que resultam em emissão gama com os valores de Z e A inalterados são chamados isoméricos. E como os exemplos das partículas alfa, o espectro de raios gama a partir de um radionuclídeo também é discreto. (TURNER, 2007).

Os raios  $\gamma$  são bastante penetrantes, pois possuem comprimentos de onda, variando entre 0,1 e 0,001 Å. São atenuados por placas de chumbo ou por grossas paredes de concreto. Um fóton de radiação  $\gamma$  pode perder toda, ou quase toda, energia numa única interação, e a distância que ele percorre até interagir não pode ser prevista. Esse tipo de radiação pode atravessar o corpo humano e quando interage pode causar danos irreparáveis. A Tabela 2.1 relaciona os tipos de radiação com os níveis de penetração.

**Tabela 2.1:** Características das partículas  $\alpha$ ,  $\beta$  e  $\gamma$  Fonte adaptada: (CHESMAN *et al*, 2004).

Radiação	Representação	Carga elétrica	Poder de penetração	Poder de ionização
$\alpha$	${}^4_2\text{He}$ ou ${}^4_2\alpha$	+2e	Pequeno	Grande
$\beta$	${}^0_{-1}\beta$	-1e	Moderado	Moderado
	${}^0_{+1}\beta$	+1e		
$\gamma$	${}^0_0\gamma$	Nula	Grande	Pequeno

### 2.3 INTERAÇÃO DA RADIAÇÃO COM A MATÉRIA

A radiação viaja pelo espaço e pela matéria enquanto interage com os materiais que percorre. Toda partícula energética carregada interage com a matéria através de forças elétricas, perdendo sua energia cinética através de excitações e ionizações (BUSHBERG *et al.*, 2002). Os fenômenos associados à interação da radiação com a matéria variam impreterivelmente de acordo com as características do meio e da radiação. Sob o ponto de vista físico, as radiações ao interagirem com um material, podem nele provocar excitação atômica ou molecular, ionização ou ativação do núcleo.

Vários são os processos de interação da radiação com a matéria, sendo três os mais representativos para a detecção da radiação gama emitida por radionuclídeos: o efeito fotoelétrico, o efeito Compton e a produção de pares.

No processo fotoelétrico um fóton de energia  $hf$ , com  $h$  sendo a constante de Planck e  $f$  a frequência da onda incide sobre um átomo e é absorvido, sendo então um elétron (fotoelétron) ejetado do átomo; usualmente elétrons das camadas K ou L, com uma energia  $E_c$ . Há a produção de um íon excitado e a transferência de toda energia do fóton para o meio. Há diferenças entre o efeito fotoelétrico para fótons ionizantes e o efeito fotoelétrico usual. Neste último, são fótons de luz visível e UV que retiram elétrons fracamente ligados da superfície de um material, em geral de metais. O efeito que melhor deve ser tratado aqui é aquele introduzido por raios X e gama, cuja penetração é maior, fazendo com que o efeito fotoelétrico seja provocado no interior de materiais com elétrons ligados fortemente, com energia de ligação  $E_{lig}$ , pertencentes a camadas atômicas mais internas.

O processo de troca de energia é dado pela equação 2.4:

$$E_c = hf - E_{lig} \quad (2.4)$$

O efeito Compton foi proposto por A. H. Compton em 1922. Esse modelo explica o fenômeno, que consiste em uma colisão entre o fóton e um elétron essencialmente livre. O elétron ejetado, que adquire energia cinética  $K$ , deve ser tratado relativisticamente, e o restante da energia incidente ( $hf' = hf - K$ ) corresponde a energia do fóton espalhado. O conjunto das equações de conservação e momento leva à relação entre ângulos. Ambas as partículas – elétrons Compton e fóton espalhado – são radiação ionizante.

O efeito produção de par elétron – pósitron ocorre quando a energia do fóton incidente é alta. Isto se dá nas proximidades do núcleo. O raio gama é completamente absorvido; sua energia é convertida em massa de repouso de um par de elétrons (um elétron positivo ou pósitron e um elétron negativo) e o restante em energia cinética dessas partículas.

O pósitron perde energia cinética para o meio através de interação eletromagnética, e no final de seu percurso, ele interage com um elétron, produzindo dois "quanta" de radiação devido à aniquilação do par. Um ou ambos destes fótons da aniquilação podem escapar do material ou podem ser absorvidos no material pelos processos Compton e/ou fotoelétrico.

## 2.4 EFEITOS DAS RADIAÇÕES

O envolvimento com os perigos do contato com materiais radioativos foram precedidas por muitos anos até a descoberta do fenômeno da radioatividade. As atmosferas de minas na Europa Central que tinham sido exploradas por seus metais pesados desde os tempos



medievais eram, sem saber, tão radioativas que os mineiros desenvolveram uma doença pulmonar fatal, que mais tarde foi diagnosticada como câncer de pulmão causado pela presença do radônio. (EISENBUD, 1973).

Muito do que se sabe sobre as exposições às radiações veio da própria experiência humana, por exemplo, desde o início da utilização inadequada do rádio e dos raios X. Fontes de informações importantes foram, por exemplo, estudos da exposição ao radônio dos mineiros subterrâneos, como também estudos sobre os efeitos da radiação pelos sobreviventes dos bombardeios de Hiroshima e Nagasaki e outras fontes úteis. (EISENBUD, 1973).

Qualquer discussão geral sobre os efeitos da radiação deve começar por meio de alguns questionamentos tais como: se a fonte de radiação é externa ao corpo (como no caso de exposição a raios X médico) ou se é devido aos radionuclídeos internamente (como no caso de radioiodo na tireoide); se a dose foi de uma exposição relativamente maciça entregue num curto período de tempo ou foi fornecida em pequenas frações ao longo de períodos de tempo, que podem ir até à muitos anos; ou se os efeitos aparecem logo após a exposição ("efeitos agudos") ou são adiados por meses ou anos ("efeitos tardios"). (EISENBUD, 1973).

## 2.5 DECAIMENTO RADIOATIVO E UNIDADES DE MEDIDAS

Quando um núcleo do átomo instável emite partículas alfa ( $\alpha$ ), beta ( $\beta$ ) ou radiações gama ( $\gamma$ ), ele perde energia. Este processo é chamado decaimento radioativo e a quantidade de partículas emitidas num período de tempo é conhecida como atividade ( $A$ ). Cada elemento radioativo, seja natural ou artificial, se desintegra a uma velocidade que lhe é peculiar. O tempo que cada radionuclídeo leva para ter sua atividade reduzida à metade da atividade inicial é denominado *meia-vida*. Isso significa que, para cada meia-vida ( $T_{1/2}$ ), a atividade vai sendo reduzida à metade da anterior. A probabilidade de um núcleo decair, por unidade de tempo, é chamada constante de decaimento radioativo ( $\lambda$ ), cuja unidade é  $\text{tempo}^{-1}$ .

Se  $N_0$  núcleos de um determinado tipo em um instante inicial ( $t = 0$ ), a variação do número de núcleos em função do tempo, em decorrência do decaimento radioativo é dada pela eq. 2.5:

$$\frac{dN}{dt} = -\lambda t \quad (2.5)$$

onde o sinal negativo indica que o número de núcleos diminui com o tempo.

A solução dessa equação é dada pela eq. 2.6:

$$N(t) = N_0 e^{-\lambda t} \quad (2.6)$$

Devido a grande quantidade de átomos que existe em uma amostra, é razoável esperar-se certo número de emissões ou transformações em cada segundo. Essa taxa de transformações, ou atividade de uma população de átomos radioativos, é definida em função do número de desintegrações por unidade de tempo, e é expressa pela eq. 2.7:

$$A = \lambda N(t) = \lambda N_0 e^{-\lambda t} \quad (2.7)$$

onde:  $N(t)$  é o número de átomos radioativos de um tipo de partícula na amostra, no tempo  $t$ ;  $N_0$  é o número inicial de átomos radioativos;  $\lambda$  é a constante de desintegração para o radioisótopo e  $t$  é o tempo.

A atividade de uma fonte é medida em unidades de transformações por segundo, denominada *becquerel* (Bq) no SI. Esta unidade foi aprovada numa reunião da *General Conference of Weights and Measures (GCPM)* em 1975 para substituir a unidade *curie* (Ci), ainda em uso em equipamentos antigos. Por sua definição inicial, o Ci é equivalente ao número de transformações por segundo em um grama de  $^{226}\text{Ra}$ , que é de  $3,7 \cdot 10^{10}$  transformações por segundo. Sendo 1 Bq equivalente a  $2,703 \cdot 10^{-11}$  Ci. (KNOLL, 2000).

Difícilmente um material radioativo apresenta-se isolado, sendo que na maioria dos casos, uma substância radioativa consiste de uma mistura de um radionuclídeo e material inativo. A atividade por unidade de massa dessa mistura depende das razões entre a mistura dos radionuclídeos e do material inativo, sendo denominada concentração de atividade ou *atividade específica*, que é mais usada na prática, e corresponde à atividade por unidade de massa ou de volume (Bq/kg ou Bq/L). (IAEA, 2010).

Ao interagir com a matéria, a radiação pode depositar toda ou parte de sua energia nela. A unidade básica de dose de radiação absorvida pela matéria é o *gray* (Gy), na qual um *gray* representa a deposição de um joule de energia por kg de tecido.

Quando a radiação interage com os tecidos e órgãos do corpo, a dose de radiação recebida é uma função de fatores, tais como o tipo de radiação, a parte do corpo afetada e a via de exposição. Neste caso outra grandeza chamada de dose efetiva é usada no Sistema Internacional (SI) para definir os padrões para as proteções contra a radiação, levando em conta os distintos efeitos biológicos dos diferentes tipos de radiações. Sua unidade é denominada *sievert*, que é um valor relativamente grande; a dose para humanos é normalmente medida em *milisieverts* (mSv). (WHO 1, 2011).

A Tabela 2.2 mostra algumas grandezas de física das radiações e suas unidades no Sistema Internacional.

**Tabela 2.2:** Algumas grandezas de física das radiações Fonte: Adaptada (OKUNO & YOSHIMURA, 2010).

Grandeza	Meio	Tipo	Unidade (SI)	Unidade Original	Conversão
Atividade	-	-	$\text{Bq} = \text{s}^{-1}$	-	$1 \text{ Ci} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Bq}$
Atividade específica	-	-	$\text{Bq/L}$ ou $\text{Bq/kg}$	-	
Dose absorvida	Qualquer	Qualquer	$\text{Gy} (\text{J/kg})$	rad	$1 \text{ Gy} = 100 \text{ rad}$
Exposição	Ar	X, $\gamma$	$\text{C/kg}$		$1 \text{ R} = 2,58 \cdot 10^{-4} \text{ C/(kg de ar)}$
Dose equivalente	Órgão ou tecido	Qualquer	Sv	rem	$1 \text{ Sv} = 100 \text{ rem}$
Dose efetiva	Corpo todo	Qualquer	Sv	rem	$1 \text{ Sv} = 100 \text{ rem}$

## 2.6 PRESENÇA DE RADIONUCLÍDEOS NO SOLO E ÁGUAS

Radionuclídeos naturais estão presentes na água, ar, solo, plantas e animais e, em consequência, na dieta humana. Em águas subterrâneas, a sua presença é determinada pela sua concentração da atividade no solo e rocha. As águas subterrâneas reagem com as rochas circundantes e liberam elementos que podem ser dissolvidos na mesma. (KOZLOWSKA *et al.*, 2010).

Radionuclídeos de origem terrestre de ocorrência natural (também chamados radionuclídeos primordiais) estão presentes em diversas formas no meio ambiente. Apenas os radionuclídeos com meia-vida comparável à idade da Terra, e os seus produtos de decaimento, existem em quantidades significativas. A irradiação do corpo humano a partir de fontes externas é devida principalmente aos radionuclídeos  $^{238}\text{U}$  e  $^{232}\text{Th}$  e  $^{40}\text{K}$  através da radiação gama. Estes radionuclídeos também estão presentes no corpo e irradiam vários órgãos com partículas alfa e beta, bem como também os raios gama. Alguns outros radionuclídeos terrestres incluindo as séries do  $^{235}\text{U}$ ,  $^{87}\text{Rb}$ ,  $^{138}\text{La}$ ,  $^{147}\text{Sm}$  e  $^{176}\text{Lu}$ , existem na natureza, mas em níveis tão baixos que os seus contributos para a dose em seres humanos são pequenos. (UNSCEAR, 2000).

Os isótopos presentes nas cadeias de decaimento radioativo são as fontes de uma série de filhos radioativos, emissores de radiação  $\alpha$  e  $\beta$ . Essas radiações são altamente ionizantes quando o decaimento ocorre internamente no organismo vivo. Em água, a atividade alfa é em grande parte devido ao urânio ( $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  e  $^{238}\text{U}$ ) e isótopos de rádio ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{224}\text{Ra}$ ); a atividade beta é principalmente devida ao potássio  $^{40}\text{K}$  e a outros elementos de meia-vida de curta duração da série de decaimento do  $^{238}\text{U}$ , tais como  $^{234}\text{Th}$ ,  $^{234\text{m}}\text{Pa}$  e  $^{210}\text{Pb}$ . (JOBBÁGY *et al.*, 2009).

O Comitê Científico sobre os Efeitos da Radiação Atômica das Nações Unidas (UNSCEAR, 2008) estimou que a dose anual média global por pessoa a partir de todas as fontes de radiação no ambiente é de cerca de 3,0 mSv/ano. Destes, 80% (2,4 mSv) é devido a fontes de radiação que ocorrem naturalmente, 19,6% (quase 0,6 mSv) é devido ao uso de radiação para o diagnóstico médico e a 0,4% restante (cerca de 0,01 mSv) é devido a outras fontes de radiação antropogênicas. Dos 2,4 mSv provenientes de fontes naturais, tem-se aquelas doses causadas por exposição externa e interna, como mostra a Tabela 2.3.

**Tabela 2.3:** Dose média de radiação a partir de fontes naturais Fonte: Adaptado de UNSCEAR (2008).

Fonte	Média anual mundial de dose efetiva (mSv)	Intervalo típico de dose efetiva anual (mSv)
Exposição Externa		
Raios Cósmicos	0,39	0,3–1 <sup>a</sup>
Radiação terrestre (exteriores e interiores)	0,48	0,3–1 <sup>b</sup>
Exposição interna		
Inalação (principalmente de radônio)	1,26	0,2–10 <sup>c</sup>
Ingestão (alimentos e de água potável)	0,29	0,2–1 <sup>d</sup>
<b>TOTAL</b>	<b>2,4</b>	<b>1–13</b>

a - Vai desde o nível do mar ao ponto mais alto.

b - Dependendo da composição de radionuclídeos de solo e de material de construção.

c - Conforme a acumulação interna de gás radônio.

d - Dependendo da composição de radionuclídeos de alimentos e água potável.

A radiação nuclear não é algo que passou a existir nos últimos anos. Ela faz parte da vida de todo ser humano. Praticamente todos os materiais naturais contêm núclídeos radioativos, embora geralmente em concentrações muito baixas. A Tabela 2.4 mostra um quadro informativo da radioatividade em alguns materiais radioativos ou não por ano de exposição contínua.

**Tabela 2.4:** Atividade de alguns materiais por ano de exposição (Fonte: WNA/ELETROBRAS, 2013)

<b>RADIOATIVIDADE EM ALGUNS MATERIAIS NATURAIS OU NÃO</b>	
1 adulto humano (65 Bq/kg)	4.500 Bq
1 kg de café	1.000 Bq
1 kg fertilizante superfosfatado	5000 Bq
O ar de uma casa de 100 m <sup>2</sup> na Austrália (radônio)	3.000 Bq
O ar de uma casa de 100 m <sup>2</sup> na Europa (radônio)	Até 30.000 Bq
1 detector de fumaça (com amerício)	30.000 Bq
Radioisótopos para diagnósticos médicos	70 milhões Bq
Fontes de radioisótopos terapias médicas	100 trilhões Bq
1 kg de resíduo nuclear (vitrificado) de alta atividade com 50 anos de idade	10 trilhões Bq
1 sinal luminoso de saída (anos 1970)	1 trilhão Bq
1 kg de urânio	25 milhões Bq
1 kg do minério de urânio (Canadá, 15%)	25 milhões Bq
1 kg do minério de urânio (Austrália, 0,3%)	500.000 Bq
1 kg de resíduo nuclear de baixa atividade	1 milhão Bq
1 kg de cinza de carvão	2.000 Bq

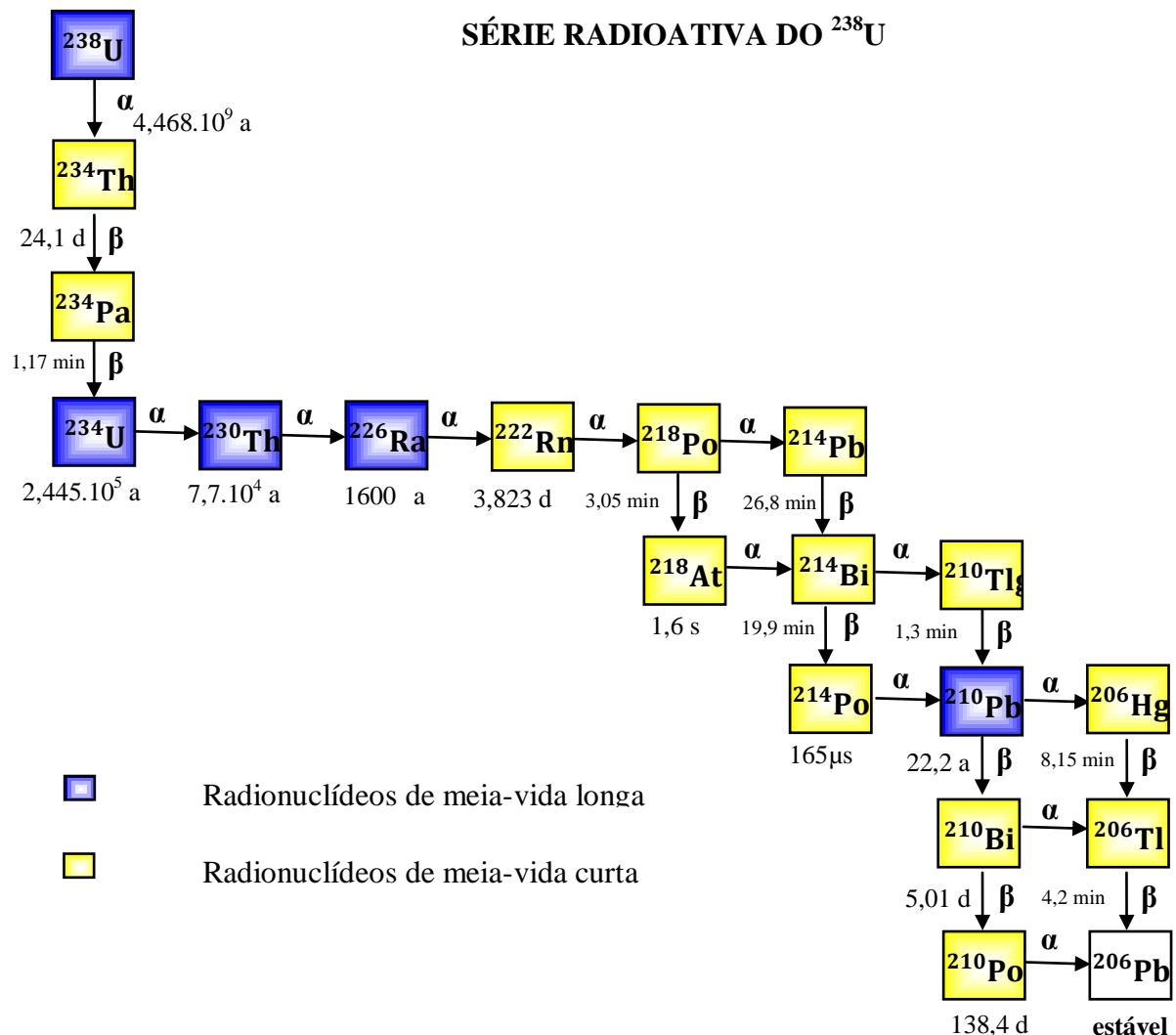
Em geral, substâncias radioativas presentes nas águas potáveis, são principalmente de origem natural, devido à dissolução de gases e minerais das rochas. Mas outras fontes de radioatividade também podem ser consideradas, como aquelas provocadas pelo “*fallout*”. Por isso, fontes de água devem ser monitoradas para assegurar que tenham um baixo nível de atividade radioativa. (JOBBÁGY *et al.*, 2009).

### 2.6.1 Séries do decaimento <sup>238</sup>U, <sup>235</sup>U e do <sup>232</sup>Th

Vários radionuclídeos sofrem decaimento, perdendo seu excedente de energia em uma única etapa, resultando em um nuclídeo estável. Mas é possível que o radionuclídeo emita o excedente de energia em etapas separadas e distintas. Nesses casos, o radionuclídeo original decai em uma série de elementos, antes do nuclídeo resultante tornar-se estável.

Existem séries de decaimento longas de origem natural. Os nuclídeos radioativos <sup>238</sup>U, <sup>235</sup>U e <sup>232</sup>Th decaem através de três diferentes séries de radionuclídeos filhos até atingir a estabilidade. (KAPLAN, 1978; IAEA, 2010).

Os núclídeos radioativos de maior contribuição atual à radioatividade ambiental são o  $^{40}\text{K}$  e aqueles das séries do  $^{238}\text{U}$  e do  $^{232}\text{Th}$ , e, em segundo plano, a série do  $^{235}\text{U}$  devido a abundância isotópica. Estas três séries são encontradas na natureza e são consideradas de origem terrestre: A série do urânio, que se inicia com o U-238 (abundância natural: 99,27%), a série do actínio, que se inicia com o U-235 (abundância natural: 0,7%) e a série do tório, que se inicia com o Th-232 (abundância natural: 100%). As Figura 2.3, 2.4 e 2.5 mostram esquemas com as séries das famílias radioativas do  $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  e do  $^{232}\text{Th}$ , respectivamente.

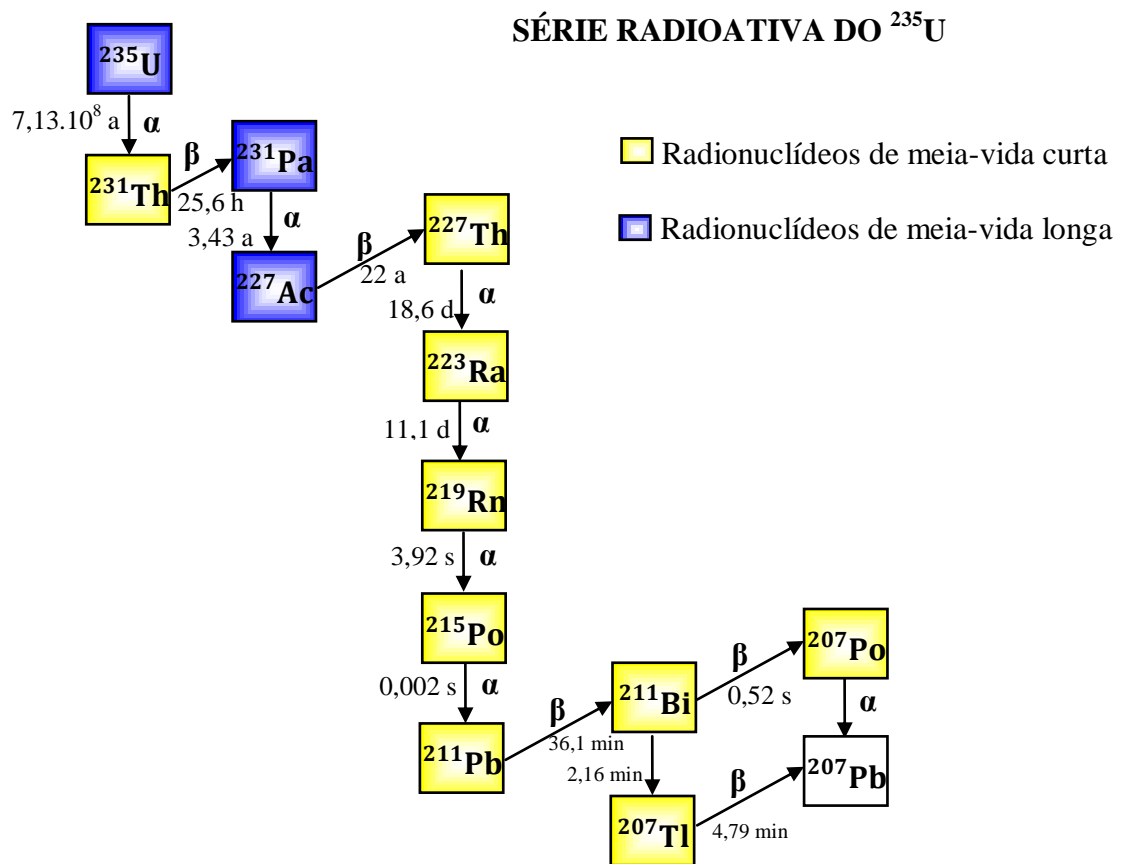


**Figura 2.3:** Esquema da série de decaimento do  $^{238}\text{U}$ . Os símbolos  $\alpha$  e  $\beta$  ao lado das setas indicam o tipo de decaimento e os tempos mostrados são as meia-vidas. Adaptada (BONOTO, 2004).

Na busca do equilíbrio nuclear, um núcleo de  $^{238}\text{U}$  emite radiação alfa e se transforma no  $^{234}\text{Th}$  que, ainda sendo radioativo, emite radiação beta, formando um outro

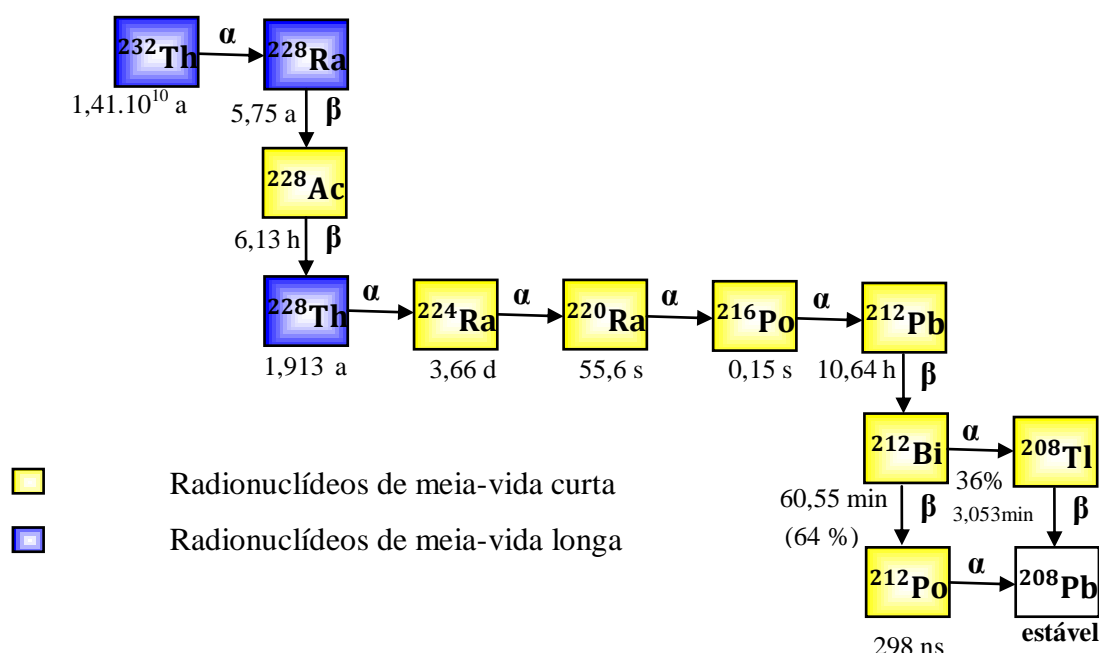
elemento radioativo  $^{234}\text{Pa}$ , que decai no  $^{234}\text{U}$ . Os produtos de decaimento de  $^{226}\text{Ra}$  inclui o elemento gasoso radônio,  $^{222}\text{Rn}$ , que se difunde para fora do solo. O  $^{222}\text{Rn}$  tem uma meia-vida de apenas alguns dias, mas tem dois produtos de decaimento de vida mais longa, como o  $^{210}\text{Pb}$  e o  $^{210}\text{Po}$ , que são importantes em avaliações das doses. (EISENBUD, 1973).

O risco devido ao radônio em água potável proveniente de águas subterrâneas é geralmente baixo comparado com o radônio inalado. A maior exposição a esse radioisótopo é devida a inalação ambiental a partir de fontes terrestres, onde o gás esteja presente. (WHO 1, 2008).



**Figura 2.4:** Esquema da série de decaimento do  $^{235}\text{U}$ . Os símbolos  $\alpha$  e  $\beta$  ao lado das setas indicam o tipo de decaimento e os tempos mostrados são as meia-vidas, Adaptado (BONOTO, 2004).

Destas séries, frequentemente a do U-235 é a menos detectada devido à pequena porcentagem do isótopo na natureza. O decaimento dos núcleos destas séries ocorre preferencialmente por emissões de partículas alfa ou beta.

SÉRIE RADIOATIVA DO  $^{232}\text{Th}$ 

**Figura 2.5:** Esquema da série de decaimento do  $^{232}\text{Th}$ . Os símbolos  $\alpha$  e  $\beta$  ao lado das setas indicam o tipo de decaimento e os tempos mostrados são as meia-vidas. Adaptada (BONOTO, 2004).

Na busca da estabilidade do núcleo, o  $^{232}\text{Th}$  emite radiação alfa e se transmuta no elemento  $^{228}\text{Ra}$ , que por ainda ser radioativo, emite radiações beta formando um outro elemento radioativo  $^{228}\text{Ac}$ , que após algumas horas decai no  $^{228}\text{Th}$ . Nesta série surge o elemento gasoso  $^{220}\text{Rn}$ , também chamado de “torônio”, de meia-vida de alguns segundos, e outros elementos de decaimento de curta duração.

Como a maioria das rochas, solos, sedimentos e minérios contêm concentrações significativas de urânio e tório, como consequência dos decaimentos, estes materiais vão conter também os radionuclídeos pertencentes às suas famílias radioativas.

Os níveis de radiação de fundo não são constantes e variam de 2 a 8 mSv/ano, de acordo com altitude e a geologia local (PASCHOA e GODOY, 2002; OJOVAN e LEE, 2005). Em certos locais do mundo, ocorrem níveis elevados de tório no solo, causando um aumento na exposição à radiação natural. Os responsáveis por grande parte desse valor são os elementos gasosos, radônio e torônio, presentes em ambientes constituídos por materiais como, cerâmica, granito, argamassa, concreto, gesso etc, onde ocorrerá o fenômeno da emanção destes gases radioativos. Como eles possuem o peso atômico elevado, sua



concentração é maior em níveis próximos do solo, devido à decantação gravitacional. Assim, juntamente com os gases componentes do ar, o homem e os animais respiram os gases e aerossóis radioativos. As emissões do gás radônio do solo contribuem com 50% das emissões naturais. (OJOVAN; LEE, 2005).

Em se tratando dos quatro isótopos do rádio, a maior preocupação se dá com o  $^{226}\text{Ra}$  devido a uma combinação da sua longa meia-vida (1602 anos) e seus efeitos radiológicos, por razão à sua perigosa natureza com respeito à exposição interna. (DUMESCUET *et al.*, 2010; LAWRIE *et al.*, 2000). O  $^{226}\text{Ra}$  decai por emissão alfa para o  $^{222}\text{Rn}$ , e é o principal de uma importante sub-série que inclui o radônio. Diferente do urânio e tório, o rádio é solúvel, podendo facilmente ocorrer lixiviação nos solos e formar compostos que podem ser recebidos por plantas e animais.

Sabe-se que, mesmo pequenas quantidades de rádio podem produzir um efeito biológico prejudicial e que, se ingerido ou inalado, a radiação pode ser um sério risco à saúde. O  $^{226}\text{Ra}$  acumula-se no corpo humano, principalmente através da ingestão de alimentos e água. Pesquisas sobre ossos e osteosarcoma dental sugerem rádio e radônio como parte dos responsáveis pela carcinogênese. (JEE *et al.*, 1960; RAESCU *et al.*, 2010). Portanto, as medidas de concentrações de  $^{226}\text{Ra}$  em água são importantes do ponto de vista de proteção da saúde. (EIKENBERG, 2001).

Do ponto de vista químico, o rádio é um metal alcalino-terroso e tem propriedades muito semelhantes às de bário. De número atômico 88, é um elemento radioativo encontrado em minérios de urânio, na proporção de uma parte de cerca de 3 milhões de partes de urânio. Tal elemento foi descoberto por Marie e Pierre Curie, em dezembro de 1898, e como observado em relatos históricos, foi desenvolvido o câncer ósseo entre os indivíduos que a ele foram expostos. (EISENBUD, 1973).

Há diferentes isótopos de rádio e o seu decaimento ocorre através de várias formas de radiação, que produzem ainda mais núclídeos filhos de curta duração, vários procedimentos para sua separação e medição foram desenvolvidos na última década. As técnicas mais estabelecidas foram Emissão de radônio, Espectrometria  $\gamma$ , ICP-MS, Espectrometria  $\alpha$  e Contador de Cintilação Líquida (LSC)  $\alpha / \beta$ . (BEGY *et al.*, 2012).

## 2.7 EQUILÍBRIO RADIOATIVO SECULAR

As séries radioativas naturais do  $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  e  $^{232}\text{Th}$  possuem núclídeos de propriedades físicas e químicas diferentes, e também com uma grande variação em suas meias

vidas, sendo que esses isótopos apresentam meias vidas muito maiores do que qualquer um dos seus produtos de decaimento. Quando o decaimento ocorre em um sistema fechado por períodos superiores a sete meias vidas do radioisótopo de maior meia-vida da série, as atividades de todos os produtos de decaimento passam a ser iguais àquela do isótopo que dá origem à série. (KETCHAM, 1996). Essa condição é conhecida com equilíbrio radioativo secular e só ocorre se o sistema tenha permanecido fechado, ou seja, não tenha havido trocas químicas e físicas com o meio externo, durante um longo período de tempo.

Devido as longas meia-vidas dos isótopos  $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  e  $^{232}\text{Th}$ , é possível que seja atingida a condição de equilíbrio radioativo secular em um sistema fechado. Entretanto, essas cadeias de decaimento são frequentemente rompidas pelos processos geológicos, que causam a perda ou a adição de radionuclídeos ao sistema, provocando mudanças nas proporções dos isótopos pais em relação a seus filhos e, assim, causando desequilíbrio radioativo. Dependendo das meias vidas dos isótopos da série, se o sistema voltar a ser fechado, o equilíbrio pode ser restabelecido.

Em ambientes superficiais, como é o caso da região de Caetité – BA que explora a atividade de mineração, praticamente ocorre o desequilíbrio radioativo secular entre todos os membros das séries radioativas devido às diferenças de solubilidade dos radionuclídeos envolvidos, seus estados de oxidação e suas mobilidades, causadas pelo deslocamento de recuo no caso de emissão de partículas alfa. (IVANOVICH, HARMON, 1992).

## 2.8 VALORES E LIMITES RECOMENDADOS PARA RADIONUCLÍDEOS PRESENTES NAS ÁGUAS E SOLOS

É verdade que a radiação pode matar. Quando as doses recebidas são altas ela pode causar grandes danos ao organismo. Porém, as fontes de radiação mais importantes para o público não são as que chamam mais a atenção. As fontes naturais são responsáveis pela maior parte da exposição.

Para permitir que a sociedade se beneficie das inúmeras vantagens que a tecnologia nuclear oferece, é necessário colocar na corretamente os reais riscos associados à radiação ionizante bem como transmitir conhecimentos sobre os requisitos de segurança e proteção.

Os valores das atividades dos radionuclídeos podem ser comparados com o limite dos critérios de exclusão, isenção e dispensa como requisito de proteção radiológica dado pela Posição Regulatória CNEN PR-3.01-001 (CNEN, 2011b), que se refere a Norma CNEN-NN-

3.01. Tal Norma estabelece os requisitos básicos de proteção radiológica das pessoas em relação à exposição à radiação ionizante.

A Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP) tem se preocupado há muito tempo com o problema da exposição e os danos decorrentes da radiação ionizante no corpo humano e vem estudando os riscos da radiação, dispondo sobre valores de doses máximas permissíveis. A proteção em razão da radiação firma-se no pressuposto de que a exposição à radiação envolve certo nível de risco. No Brasil a Radioproteção é regida por três princípios, prescritos nas Diretrizes Básicas de Radioproteção da CNEN:

O Princípio da Justificação afirma que qualquer atividade envolvendo radiação ou a exposição a radiações deve ser justificada em relação a possíveis alternativas e produzir um benefício positivo e líquido para a Sociedade. Isso significa que, no caso de se obter o mesmo resultado com o uso de um material radioativo e de um material não radioativo, deve ser empregado este último.

Por sua vez, o Princípio da Otimização diz que uma vez justificado o uso de material radioativo ou de fontes radioativas deve-se garantir que as exposições a estas radiações sejam tão baixas quanto razoavelmente exequível. Esse princípio é também conhecido como Princípio ALARA, em inglês *As Low As Reasonably Achievable* (tão baixa quanto razoavelmente exequível).

E a partir dos princípios anteriores, tem-se o Princípio da Limitação da Dose Individual. Este coloca que as doses (quantidades de radiação) individuais de trabalhadores que utilizam materiais radioativos e de indivíduos do público não devem exceder os limites anuais estabelecidos na Norma CNEN-NE-3.01 - Diretrizes Básicas de Radioproteção.

O risco para a saúde associado com a presença de radionuclídeos em água de beber deve ser levado em consideração, embora a contribuição de água potável à exposição total a radionuclídeos é pequena em circunstâncias de condições normais. (WHO 1, 2008).

Valores de referência formais não estão definidos para os radionuclídeos em água potável. Em vez disso, o método utilizado para valores de referências baseia-se no rastreio da atividade alfa e beta nas águas. Ao encontrar níveis de atividade acima dos valores de rastreio, deve-se imediatamente desencadear uma investigação mais aprofundada para determinar os radionuclídeos responsáveis e os possíveis riscos, tendo em consideração as circunstâncias locais. (WHO 1, 2008). Estas medições são adequadas como um procedimento preliminar para determinar se uma análise mais aprofundada de radioisótopo específico será necessária. (WHO 1, 2011).

Segundo a OMS ([WHO 1, 2011](#)), níveis de triagem para a água potável, abaixo do qual não é necessária nenhuma ação adicional, são 0,5 Bq/L para a atividade alfa total e 1 Bq/L para a atividade beta total. Se nenhum desses valores é excedido, o IDC (Critério de dose individual) de 0,1 mSv por ano também não será ultrapassado.

No Brasil, existe a portaria do Ministério da Saúde nº 2914 ([PORTARIA MS, 2011](#)) de 12/12/2011, que dispõe sobre os meios para controle e vigilância a cerca da qualidade da água que é consumida pelos seres humanos. Segundo o art. 38 deste mesmo ato normativo, os valores de concentração de atividade, em conformidade com a Organização Mundial de Saúde, também não podem exceder 0,5 Bq/L para a atividade alfa total e 1 Bq/L para beta total. Ainda o parágrafo único desta portaria determina que se caso os limites estabelecidos forem ultrapassados, deve ser realizada análise específica para radionuclídeos possivelmente presentes.

Para o urânio, a Organização Mundial da Saúde ([WHO 1, 2011](#); [WHO 2, 2011](#)) recomenda o limite de concentração máxima para o urânio permitida nas águas para o consumo humano o valor de 30  $\mu\text{g.L}^{-1}$ . No Brasil, a resolução 396/08 do Conselho Nacional do Meio Ambiente recomenda o limite de 15  $\mu\text{g.L}^{-1}$  para águas subterrâneas ([CONAMA, 2008](#)) e 20  $\mu\text{g.L}^{-1}$  para águas doces ([CONAMA, 2005](#)).

Em termos de avaliação de risco à saúde, as orientações não diferenciam quando ocorrem naturalmente daquelas que são decorrentes de atividades humanas. No entanto, em termos de gestão de risco, a diferenciação é feita porque, em princípio, radionuclídeos provenientes de gerenciamento humano são muitas vezes controláveis no ponto em que eles entram no abastecimento de água. Radionuclídeos que ocorrem naturalmente, ao contrário, podem, potencialmente, entrar no fornecimento de água em qualquer ponto ou em vários pontos, antes do consumo, por esta razão, é mais complicado manter o controle sobre radionuclídeos naturais em água potável. ([WHO 1, 2011](#)).

Para as exposições prolongadas, como é o caso de ingestão de água potável contendo radionuclídeos durante grandes períodos de tempo, as evidências de um aumento do risco de câncer em seres humanos está disponível em doses superiores a 100  $\mu\text{Sv/a}$ . Logo as doses efetivas não devem exceder a esse valor. ([WHO, 2008](#)).

## 2.9 DOSE DE RADIAÇÃO

Outra forma de se avaliar os limites de radiação ambiental é calculando a taxa de dose. A grandeza que pode ser utilizada é a dose efetiva (E) que serve para estabelecer limites

de exposição de todo corpo à radiação, a fim de limitar a ocorrência de efeitos cancerígenos e hereditários.

O termo "dose" pode ser usado como um termo geral para significar qualquer dose absorvida (Gy) ou dose efetiva (Sv), dependendo da situação. Para efeitos de controle, as doses são determinadas a partir da concentração de atividade do radionuclídeo em um dado material. No caso da água, a concentração de atividade é dada em *becquerel* por litro. Esse valor pode estar relacionado com uma dose efetiva por ano (mSv/a), utilizando um coeficiente de dose (mSv/Bq) e o consumo anual médio de água (L/a). (WHO, 2008).

## 2.10 INSTRUMENTAÇÃO

A radiação ionizante é invisível, inaudível, inodora e insípida podendo até levar a morte de pessoas. Os sentidos dos seres humanos não são capazes de detectar radiação e por isso são necessários equipamentos especiais para sua detecção e medição de tais radiações liberadas pelos núcleos instáveis, sejam elas naturais ou derivadas de acidentes.

Das placas cintiladoras e placas radiográficas empregadas pelos pioneiros da Física Nuclear, caminharam-se para o uso de diversos materiais, orgânicos e inorgânicos, isolantes e semicondutores, que, de alguma forma, funcionam como detectores. (OKUNO & YOSHIMURA, 2010). O sinal produzido no detector pode relacionar-se com a radiação de várias formas. Quando se pretende ter informações sobre a presença e a energia da radiação que incidiu no detector, neste caso pode ser empregado o espectrômetro, pois com ele se mede o espectro de energias da radiação.

Neste trabalho a concentração da atividade de rádio foi medida utilizando o Contador de Cintilação Líquida LSC, uma vez que este equipamento tem condições de medir o alfa do  $^{226}\text{Ra}$  e o beta do  $^{228}\text{Ra}$ . Outras medidas do urânio foram obtidas com o espectrômetro alfa e os valores das concentrações da atividade do  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{40}\text{K}$  em solos foram encontrados usando o espectrômetro gama.

### 2.10.1 Detector de Cintilação Líquida

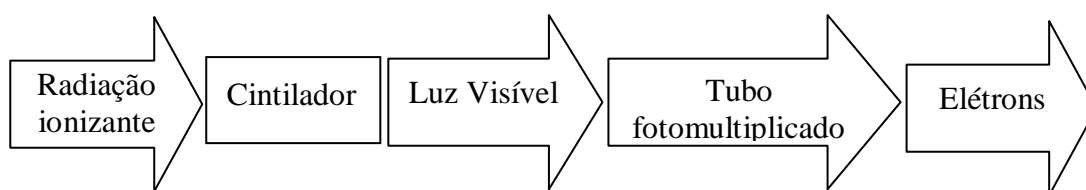
A cintilação foi o primeiro método usado para detectar radiação ionizante (Roentgen observou a fluorescência de uma tela quando descobriu raios X). (TURNER, 2007). A análise por LSC é baseada na conversão da parte de energia cinética de uma partícula ionizante em fótons. A intensidade do fóton detectado é função da energia e do tipo de decaimento nuclear,

enquanto o número de fótons é proporcional ao número de decaimentos nucleares. A luz é encaminhada para dentro de um tubo fotomultiplicador para a geração de pulsos elétricos.

Uma solução cintiladora é utilizada para esse processo. Esta solução é constituída por duas ou mais substâncias cuja função é a produção de fótons, com comprimentos de onda adequados à máxima sensibilização do tubo fotomultiplicador utilizado, e, além disso, serve de suporte de fonte para a amostra radioativa que se deseja medir.

O processo consiste na emissão de partículas ionizantes dentro da solução cintiladora e que, em decorrência, produz luz que é convertida eletronicamente, por meio da fotomultiplicadora, em pulso elétrico.

A Figura 2.6 ilustra o processo de conversão de energia dos detectores de cintilação.



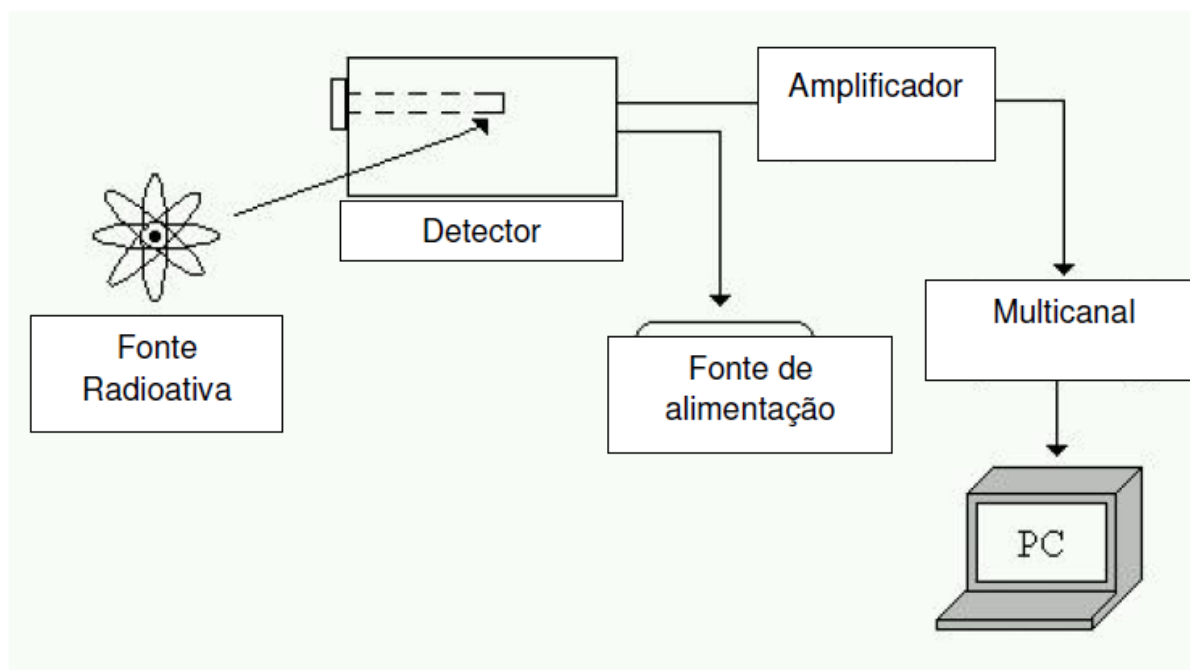
**Figura 2.6:** Ilustração das conversões de energia que ocorrem no processo de detectores cintiladores Fonte: (OKUNO & YOSHIMURA, 2010).

### 2.10.2 Espectrômetro Alfa

Existem vários tipos de detectores capazes de medir radiação alfa, como por exemplo, câmaras de ionização, contadores proporcionais, detectores de cintilação líquida e detectores de semicondutores etc. Dentre os detectores semicondutores amplamente usados para análise de amostras ambientais, os de barreira de silício apresentam uma excelente resolução de energia e boa eficiência. (HOU & ROOS, 2007).

A preparação de amostras para o detector alfa necessita de procedimento químico de separação do elemento de interesse. Geralmente tal separação é feita pela cromatografia de troca iônica. A troca iônica é a permuta de íons de mesmo sinal entre uma solução e um corpo sólido insolúvel. Em cromatografia, usa-se uma resina de troca iônica acondicionada em tubos de vidro ou aço inox (colunas), por onde é passada a solução contendo os íons a separar.

Estes espectrômetros alfa são formados resumidamente por uma lâmina de silício em uma câmara mantida sob vácuo e um arranjo eletrônico para amplificação e conversão do sinal que é transformado em contagens. A Figura 2.7 mostra um esquema de um detector alfa.



**Figura 2.7:** Esquema de um espectrômetro alfa (Fonte: Extraída de RAMOS, 2010)

Para estimar as perdas durante o processo analítico, são usados traçadores radioativos. Neste trabalho foi usado como traçador o  $^{232}\text{U}$  (com atividade conhecida de  $0,5024 \text{ Bq.g}^{-1}$ ).

As principais vantagens da espectrometria alfa são: o preço relativamente baixo do equipamento, a elevada sensibilidade devido à baixa atividade de fundo e a alta seletividade para partículas alfa.

### 2.10.3 Espectrômetro Gama

A espectrometria gama é uma técnica que permite identificar e determinar a atividade dos radionuclídeos emissores de radiação gama presentes em uma amostra, sem a necessidade de separá-los quimicamente. Devido a isso, a espectrometria gama se tornou um método experimental típico na espectrometria nuclear.

Na Espectrometria Gama é bastante utilizado material semicondutor como germânio para o sistema de detecção (LAURIA *et al.*, 2007). A emissão de raios gama geralmente acontece em decorrência de um outro decaimento radioativo, por exemplo, depois da emissão de partículas alfa e beta.

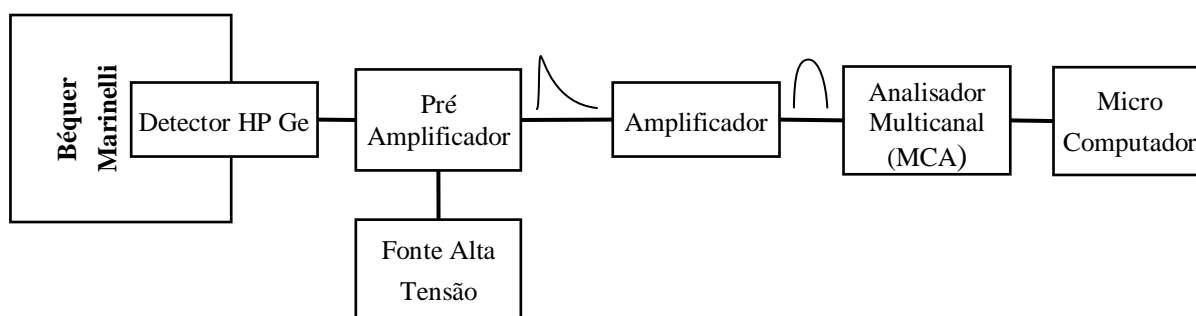
Quando o espectro gama de uma amostra é obtido, é possível identificar as linhas gama e os radionuclídeos emissores destas presentes na amostra através da calibração em energia. Além de identificar quais radionuclídeos estão presentes no espectro, pode-se também determinar qual a atividade específica média de cada radionuclídeo na amostra. A atividade dos elementos presentes na amostra depende da taxa de contagem dos raios gama emitidos e para se determinar a atividade específica média, utiliza-se a equação 2.8: Extraída de (CARDOSO, 2012).

$$A = \frac{N_L}{\varepsilon m t P_\gamma} \quad (2.8)$$

onde

- A é a atividade específica média do radionuclídeo ( $\text{Bq.kg}^{-1}$ ).
- $N_L$  é a taxa líquida de contagens para a energia do raio gama ( $\gamma$ ) do radionuclídeo contagens por segundo (cps).
- m é a massa da amostra (kg).
- $\varepsilon$  é a eficiência de detecção do sistema na energia de interesse.
- $P_\gamma$  é a probabilidade absoluta de transição do raio gama ( $\gamma$ ) medido.
- t o tempo de contagem.

A Figura 2.8 representa um diagrama em blocos de um sistema típico de espectrometria de raios gama.



**Figura 2.8:** Sistema do espectrômetro gama e as principais partes de funcionamento do equipamento adaptada de CROUTHAMEL *et al.*, 1970).

Os porta-amostras podem ser de diferentes materiais e tamanhos, tais como pequenos copos de náilon ou acrílico, cilindros de alumínio com tampas, sacos plásticos ou béqueres Marinelli, dependendo da massa da amostra disponível, da densidade da amostra e da energia do raio gama de interesse.



As vantagens do uso da Espectrometria Gama com o detector de germânio são em geral pelo seu tempo de resolução (aproximadamente  $10^{-8}$  s) e sua linearidade de resposta em uma ampla faixa de energia. Além de ser uma técnica não destrutiva, um grande número de radionuclídeos podem ser determinados ao mesmo tempo. (ROSA, 2012).

## 2.11 UM BREVE ESTADO DA ARTE

Ao longo do tempo por terem ocorrido acidentes relacionados a usinas de energia nucleares, como a de Fukushima e Chernobyl, gerou-se um temor público acentuado quanto às atividades direcionadas ao ciclo de produção do combustível nuclear. A ausência de informações confiáveis leva a rumores que podem impactar negativamente essas atividades, principalmente em situações que envolvem à geração de energia nuclear, comumente menos conhecida por seus efeitos benéficos. (CAMPOS, 2013).

O Relatório Ciclo do Perigo - Impactos da Produção de Combustível Nuclear no Brasil, lançado em 16 de outubro de 2008 pela Organização Não Governamental (ONG) Greenpeace (GREENPEACE, 2008), apontaram problemas na área de influência da mina gerenciada pelas Indústrias Nucleares do Brasil (INB) ao identificar alta concentração de urânio em poços tubulares, sugerindo que tal contaminação tivesse sido proveniente da proximidade com a área de influência da URA Caetité. Porém, a INB afirma que as águas dos poços que se encontram nas áreas próximas à URA Caetité são analisadas desde 1990, antes do início das atividades de mineração, que se deu em maio de 2000. E segundo o boletim informativo DAQUI (2008), os resultados dessas análises comprovam que a concentração de urânio natural nas águas não aumentou durante todo este tempo.

Pelo interesse de se estudar os verdadeiros impactos da mineração, vários trabalhos têm sido realizados nos últimos anos e trazem resultados dos aspectos radiológicos da região de Caetité/Lagoa Real. O relatório de uma avaliação feita pelo Programa de Monitoramento da Qualidade das Águas do Estado da Bahia (BAHIA, 2008) apontaram que os valores da concentração de urânio em águas superficiais e subterrâneas dos municípios de Caetité e Lagoa Real estavam acima dos limites máximos permitidos. No entanto, a conclusão do relatório foi que os dados obtidos não permitiram inferir se a atividade da mineração na região exerce influência sobre as concentrações de urânio na água.

Em um trabalho realizado por Cardoso *et al* (2009) também em Caetité – BA foram determinadas as partições geoquímica dos radionuclídeos naturais  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{210}\text{Pb}$  em áreas

circunvizinhas à unidade de Mineração e Atividade de Urânio (URA) da INB. E concluíram que as percentagens elevadas de  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{210}\text{Pb}$  na fração geoquímica indicam que as atividades observadas em algumas amostras de solos estão, predominantemente, associados ao material que deu origem a esses solos, e não a um processo de contaminação artificial em função da atividade da URA.

Silva (2011) avaliou a radioatividade natural em águas potáveis, de superfície e subterrâneas da região. Foram determinados os níveis de radioatividade alfa e beta total e as concentrações de urânio em diversos tipos de água consumidas pela população urbana e rural. Em duas amostras de água subterrânea, uma localizada na cidade de Lagoa Real e outra na cidade de Caetité apresentaram concentrações alfa total acima do valor de  $0,5 \text{ Bq.L}^{-1}$  descrito nas recomendações da OMS e do MS,  $0,80 \pm 0,04 \text{ Bq.L}^{-1}$  e  $0,57 \pm 0,03 \text{ Bq.L}^{-1}$ , respectivamente, e três amostras apresentaram níveis de radioatividade acima do limite de  $1 \text{ Bq.L}^{-1}$ ;  $3,0 \pm 0,2 \text{ Bq.L}^{-1}$ ;  $1,63 \pm 0,13 \text{ Bq.L}^{-1}$  e  $1,19 \pm 0,07 \text{ Bq.L}^{-1}$  todas situados no município de Lagoa Real. Em relação ao urânio, uma amostra apresentou nível bastante superior ao limite estabelecido pela OMS – 2011, que é de  $30 \mu\text{g.L}^{-1}$ , com o valor de  $89,5 \pm 1,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ , no município de Lagoa Real.

Almeida (2011) avaliou a dose de exposição radiométrica no entorno das reservas de U de Caetité - BA e Santa Quitéria – CE. Essa última ainda não foi explorada efetivamente. Ao analisar os dados sobre a água coletada em Caetité foi percebido que apesar de a maioria das amostras não terem alcançados níveis superiores aos limites estabelecidos pela OMS, uma amostra apresentou concentração de  $^{238}\text{U}$  superior à média de concentração determinada para a água, que foi de 15 ppb, com o valor de  $(24 \pm 6) \text{ ppb}$ . Já os valores de  $^{40}\text{K}$  variaram bastante de ponto a ponto, mas não houve diferenças significativas na quantidade de K-40 nas águas das bacias das duas regiões e praticamente não foi detectado  $^{232}\text{Th}$ . Almeida concluiu que a presença de radionuclídeos nas amostras de solo era independente da exploração de minério, pois os pontos da região uranífera de Caetité e Santa Quitéria apresentam concentrações em valores muito próximos. Os radionuclídeos identificados seriam resultado de processos naturais e não de interferências de atividade humana.

Guimarães *et al* (2011) analisou amostras de dentes de residentes das regiões de Caetité – BA e Santa Quitéria – CE que extraíram por motivos ortodônticos. O objetivo era utilizar os dentes como bioindicadores para quantificar os níveis de urânio, tório e potássio incorporados pelo organismo. A concentração dos radioisótopos foi determinada por ICP-MS e as doses foram estimadas a partir dos valores de concentração e comparadas aos espectros

de Ressonância Paramagnética Eletrônica. Os resultados foram satisfatórios, pois a dose efetiva anual média devido ao U foram abaixo do valor de referência, 33  $\mu\text{Sv}$ .

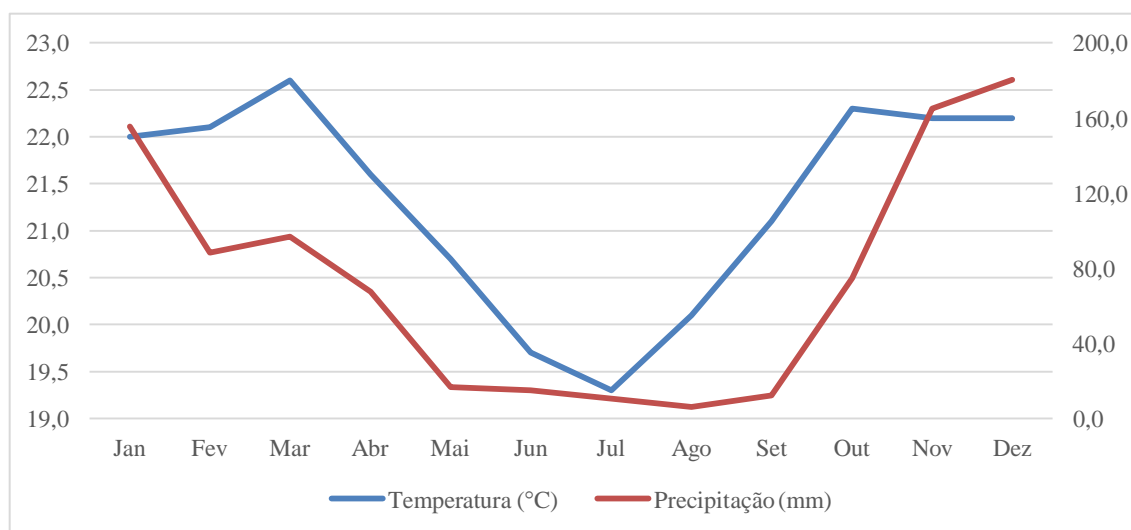


Do ponto de vista econômico o urânio é a maior riqueza mineral local, e ocorre principalmente sob a forma de óxido, constituindo o mineral uraninita. A área de aproximadamente 1.700 ha onde está o empreendimento é de propriedade da INB. É um complexo composto por uma mina a céu aberto, uma mina subterrânea em implantação e uma unidade de beneficiamento. (INB, 2014).

O acesso rodoviário, a partir de Salvador, se faz através das rodovias asfaltadas BR-324, BR-116, BR-026 e BR-030 até Caetité, num total de 654 km. A partir de Caetité, o acesso rodoviário às jazidas de urânio é por estrada asfaltada com 28 km de extensão e 12 km de estrada vicinal. As distâncias aproximadas dos núcleos populacionais mais significativos e mais próximos, em torno da área são: Maniaçu e Juazeiro, pertencentes ao Município de Caetité, respectivamente a 12 km; a sede do Município de Lagoa Real a 35 km; São Timóteo, pertencente ao Município Livramento de Nossa Senhora a 20 km. (INB, 2014).

### 3.2 ASPECTOS FISIOGRAFICOS

O clima, classificado como do tipo AW de Köppen, é tropical quente e úmido, com precipitação pluvial de aproximadamente 800 mm anuais e com duas estações bem definidas: seca, de maio a setembro; e úmida, de outubro a abril, quando ocorrem 80 % da precipitação pluvial anual. A temperatura média é de 22 °C e a direção predominante de ventos é a sudeste (CARDOSO *et al.*, 2009). A Figura 3.2 mostra a relação da temperatura com a precipitação média mensal da região de Caetité – BA.

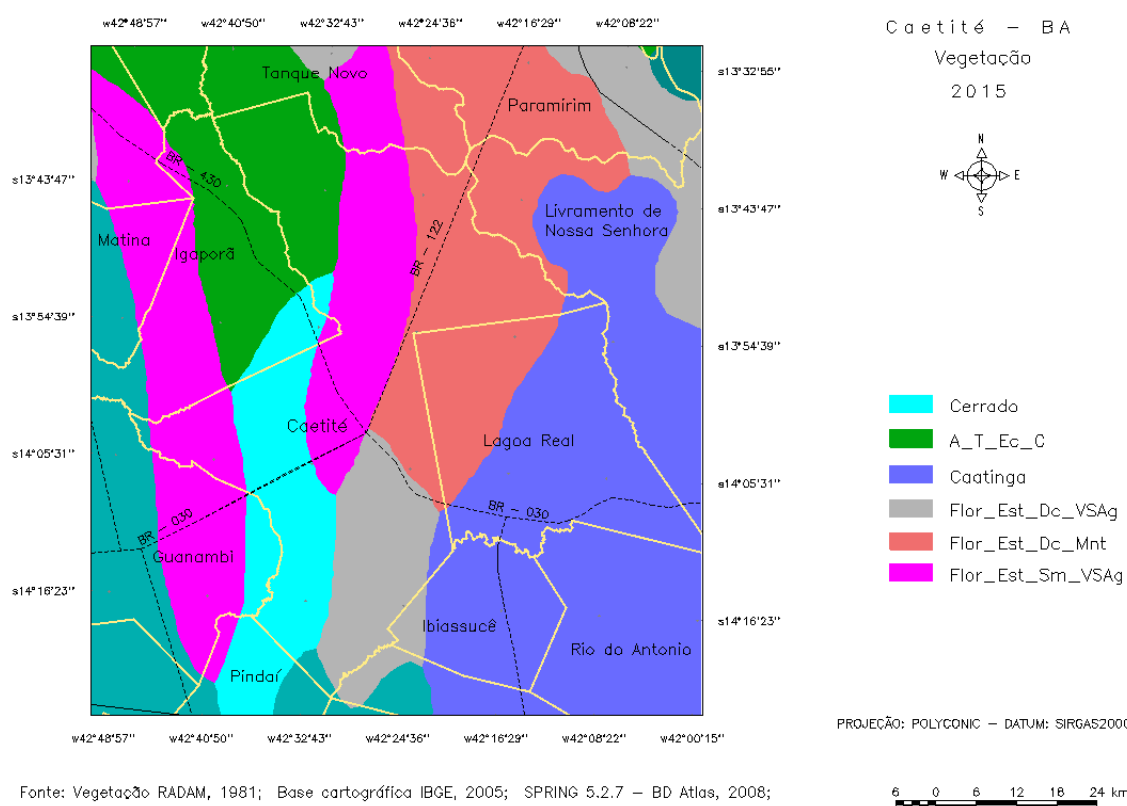


**Figura 3.2:** Caetité - BA: Temperatura e Precipitação média mensal - 1961 – 1990. Fonte: Por Veiga - Elaborado a partir de dados brutos publicado pela SEI, 1999.

Observa-se pelos dados históricos que a temperatura acompanha a curva da pluviometria, pois nos meses onde as temperaturas são mais altas ocorre também as altas pluviometrias, enquanto que, quando as temperaturas são mais baixa a pluviometria é menor.

De acordo com os dados do [SEI \(1999\)](#), a tipologia climática dessa região com base na classificação de Thornthwaite e Matheré do tipo C1dB' 4a' (subúmido a seco), caracterizado por um período chuvoso e outro seco, com déficit hídrico em 7 (sete) meses do ano. Essa tipologia possibilita o desenvolvimento de espécies vegetais típicas desse clima, adaptada as condições da região.

A vegetação dominante em Caetité – BA e nos município em seu entorno (Figura 3.4) foi classificado pelo [RADAMBRASIL \(1981\)](#) com as tipologias: Flor\_Est\_Sm\_VSAg, Flor\_Est\_Dc\_VSAg, Flor\_Est\_Dc\_Mnt, A\_T\_Ec\_At\_Ag, Flor\_Est\_Dc\_Mnt, Cerrado e Caatinga, com presença de vegetação de transição entre os biomas. Nas áreas uraníferas, com altitudes mais elevadas, predominam a vegetação do tipo Floresta Estacional Decidual Montana, enquanto que, nas áreas de encostas e nas depressões com o tipo Caatinga. A Figura 3.3 ilustra a vegetação da região de Caetité e das imediações.



**Figura 3.3:** Vegetação da região de Caetité Fonte: Adaptada de RADAMBRASIL (1981).

Segundo o IBGE (2011) as espécies de árvores mais comuns que são encontradas nessas regiões são: baraúna, angico-vermelho, aroeira-do-sertão, casca-fina, juazeiro, barriguda, pau-ferro, peroba, umburana-maho, figueira, quixabeira, carobinha, sibipiruna, cássia, chuva-de-ouro, dentre outras. [Lamego et al. \(2003\)](#) complementam ao afirmar que a cobertura vegetal predominante é secundária, havendo um revezamento entre antigas pastagens e culturas de subsistências.

### 3.3 RELEVO

O maciço de Caetité, onde se situam as jazidas, é limitado geomorfologicamente ao norte e ao sul, respectivamente, pelas superfícies aplainadas de Paramirim e Caculé. As altitudes variam de 750 a 1.100 m, sendo o relevo colinoso, modelado pela ação erosiva do rio São João e do rio Paramirim. ([CARDOSO et al., 2009](#)).

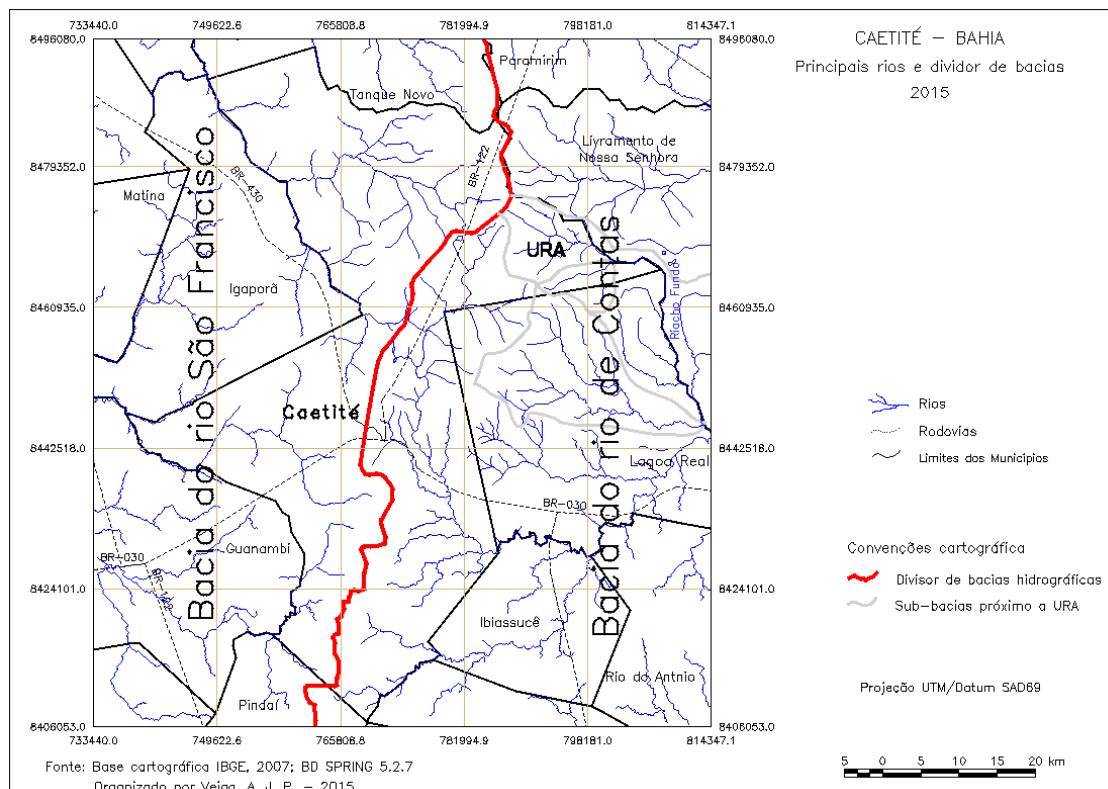
Para [Lamego et al. \(2003\)](#), a área de estudo é composta por três unidades principais de relevo: plano, encostas e baixadas aluvionares. A unidade relevo plano ocupa a porção topográfica mais elevada da área, com declividades inferiores a 10% e sustentada por litologias graníticas e álcali-gnáissicas. A cobertura é detrítica - residual com zonas restritas de afloramentos rochosos.

[Lamego et al. \(2003\)](#) acrescentam ainda que a unidade encosta ocupa a porção topográfica intermediária entre os topos planos e as baixadas, possuindo declividade variável entre 10 a 20%, e apresentam vertentes desenvolvidas sobre rochas do tipo granítico e gnáissico. Essa unidade é recoberta na maior parte por solos residuais e/ou transportados de composição areno-argiloso a silto-argiloso. As vertentes exibem morfologia do tipo retilínea suave, convexa e raramente côncava. Em função da concentração do escoamento pluvial apresentam, localmente, formas de erosão associada a sulcos e ravinas. As baixadas aluvionares ocupam as calhas dos vales e planícies de inundação das principais drenagens da região e são preenchidas por sedimentos aluvio-coluvionares, decomposição areno-argilosa de granulometria fina a média.

### 3.4 HIDROGRAFIA

A região de Caetité – BA e os municípios no seu entorno, composta por planaltos, encosta e depressões, constituem o divisor das bacias hidrográficas do rio São Francisco e seus afluentes que flui em direção a Oeste e os rios pertencem à bacia do rio de Contas, que

flui para Leste, em direção ao oceano Atlântico. A Figura 3.4 mostra os principais rios e divisores das bacias da região de Caetité – BA.



**Figura 3.4:** Caetité – BA: Principais rios e divisor de bacias – 2015 Fonte: Organizado por Veiga. (2015).

Segundo [Pimentel \(1994\)](#), a província uranífera de Lagoa Real é drenada pelo riacho das Vacas, tributário do alto curso do riacho Fundo, englobando na margem direita as sub-bacias dos córregos Gameleira, Cachoeira e do Engenho, e na esquerda o córrego Varginha, pertencentes a bacia hidrográfica do rio das Contas. Caracterizam-se por regime temporário, seco no inverno e torrencial na estação chuvosa. A Figura 3.7 mostra as sub-bacias próximo a URA – Caetité – BA.

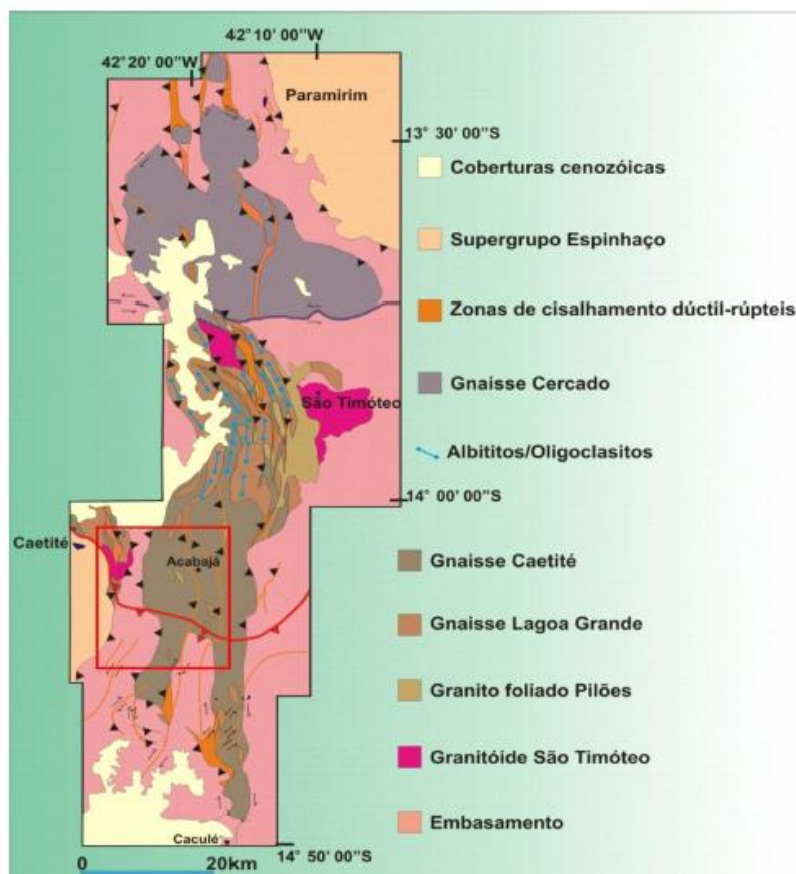
Para [Pimentel \(1994\)](#), a densidade de drenagem dessa região é variável e o padrão é de forma geral dendrítico. [Lamego et al. \(2003\)](#) complementam ao afirmar que a drenagem é incipiente devido ao baixo gradiente topográfico e os processos de infiltração das águas pluviais são acentuados.



### 3.5 GEOLOGIA

A atividade magmática foi a principal responsável pela distribuição de urânio na crosta terrestre, pois causou a sua mobilização desde a formação da Terra. Os minerais são os constituintes básicos das rochas, inclusive das magmáticas. Os geólogos definem um mineral como uma substância de ocorrência natural, sólida, cristalina, geralmente inorgânica, com composição química específica. Os minerais são homogêneos: não podem ser divididos, por meios mecânicos, em componentes menores. (GROTZINGER & JORDAN, 2013).

A área do depósito está situada na porção sul do Cráton do São Francisco, a leste da Serra do Espinhaço estando as mineralizações de urânio associadas a corpos de albititos lenticulares que se localizam ao longo de zonas de cisalhamento que ocorrem nos gnaisses do Complexo Lagoa Real, do Arqueano. Neste complexo estão intrudidos corpos graníticos porfíricos, denominados de granito São Timóteo, também afetados por zonas de Cisalhamento hospedeiras dos albititos mineralizados. (DARDENNE; SCHOBENHAUS, 2003). A Figura 3.5 exemplifica a geologia do complexo de Lagoa Real – BA.



**Figura 3.5:** Geologia do Complexo de Lagoa Real – 2004. Fonte: Cruz (2004)

As rochas ricas em “albita” são denominadas “albititos” constituídas de plagioclásio, de composição albita a albita-oligoclásio, em porcentagem volumétrica estimada igual ou superior a 70%. Ocorrem ainda, como minerais essenciais: piroxênio, granada, anfíbólio e biotita. Os minerais acessórios mais frequentes são: titanita, apatita, zircão, allanita, magnetita e hematita. Podem também serem observados carbonato e fluorita. (PRATES, 2008).

Os albititos mineralizados constituem corpos lenticulares, métricos a quilométricos, com espessura variando de alguns centímetros até uma centena de metros, que mergulham segundo uma lineação de origem cataclástica, formando corpos alongados semelhantes a “charutos”, que podem atingir até 850 metros de profundidade, como na jazida da Rabicha (OLIVEIRA *et al.*, 1985).

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 TIPO DE ESTUDO

Este trabalho visa quantificar a concentração da atividade de alguns elementos radioativos naturais em águas e solos coletados no entorno da Província Uranífera de Lagoa Real. A partir deste propósito é objetivo também conhecer os reais efeitos da exploração de urânio na região, e conseqüentemente, sua influência no ambiente e na saúde da população que vive próxima as imediações.

Faz parte dessa dissertação a determinação da concentração da atividade do  $^{226, 228}\text{Ra}$  e do  $^{234, 238}\text{U}$  em amostras de água. Também foram determinados os valores das atividades do  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{40}\text{K}$  em solos. A técnica utilizada para obter os resultados dos núclídeos radioativos nos solos foi a espectroscopia gama, bastante comum em laboratórios que fazem esta análise. Os resultados obtidos da atividade dos  $^{226, 228}\text{Ra}$  foi pelo método de cintilação em líquido e para a determinação dos  $^{234, 238}\text{U}$  utilizou-se da espectrometria alfa.

Foram analisadas 11 amostras de água e 9 amostras de solo coletadas da região uranífera. As amostras foram coletadas em diferentes pontos entre os municípios de Caetité e Lagoa Real no mês de fevereiro de 2014, época em que chove na região. Os critérios para a escolha desses pontos de coletas foram, em geral, a proximidade com a URA e a hidrografia afluyente.

### 4.2 PROCEDIMENTO DE COLETA

A localização geográfica dos pontos das amostras coletadas de água e solo é apresentada nas Tabelas 4.1 e 4.2. Nesta primeira tabela é exposto o nome designado de cada amostra de água, a data que foi feito o trabalho de campo, as coordenadas de latitude, longitude e altitude e uma descrição do local. Em relação a esta segunda tabela também são feitas a caracterização de cada ponto, mas neste caso são apresentadas as amostras de solos.

**Tabela 4.1:** Localização Geográfica das amostras de água coletadas.

Amostra	Data da coleta	Coordenadas		Altitude (m)	Local
		Latitude	Longitude		
<b>A1</b>	21/02/2014	Sul 14° 03' 46''	Oeste 42° 29' 51''	944	Posto de Gasolina Caetité –BA
<b>A2</b>	21/02/2014	Sul 14° 06' 16,1''	Oeste 42° 35' 05,1''	969	Poço Artesiano 60 m profundidade Caetité –BA
<b>A3</b>	21/02/2014	Sul 14° 04' 59''	Oeste 42° 35' 46''	963	Poço Artesiano 80 m profundidade Caetité - BA
<b>A4</b>	21/02/2014	Sul 13° 50' 41,4''	Oeste 42° 16' 29,9''	868	Próximo a INB Caetité -BA
<b>A5</b>	21/02/2014	Sul 13° 52' 09,6''	Oeste 42° 13' 32,3''	742	Poço Artesiano 52 m profundidade Caetité -BA
<b>A6</b>	21/02/2014	Sul 13° 55' 21,8''	Oeste 42° 12' 12,7''	773	Poço Superficial Lagoa Real
<b>A7</b>	21/02/2014	Sul 14° 00' 37,4''	Oeste 42° 08' 14,7''	549	Lagoa Real – BA
<b>A8</b>	21/02/2014	Sul 14° 02' 21,4''	Oeste 42° 08' 32,7''	540	Poço Artesiano Lagoa Real- BA
<b>A9</b>	21/02/2014	Sul 14° 05' 43,2''	Oeste 42° 08' 19,7''	517	Lagoa Real – BA
<b>A10</b>	22/02/2014	Sul 14° 03' 53,5''	Oeste 42° 29' 06,9''	832	Hotel Caetité
<b>A11</b>	22/02/2014	Sul 14° 03' 53,5''	Oeste 42° 29' 06,9''	832	Hotel Caetité

A maioria das amostras de água foi coletada de poços tubulares nas propriedades rurais, mas também em área urbana e lagoas superficiais. Os poços tubulares comuns na região, principalmente na zona rural, apresentam profundidade variável e em geral suas águas possuem pureza microbiológica maior e com mais sais dissolvidos.

**Tabela 4.2:** Localização Geográfica das amostras de solo coletadas da região de Caetité - BA.

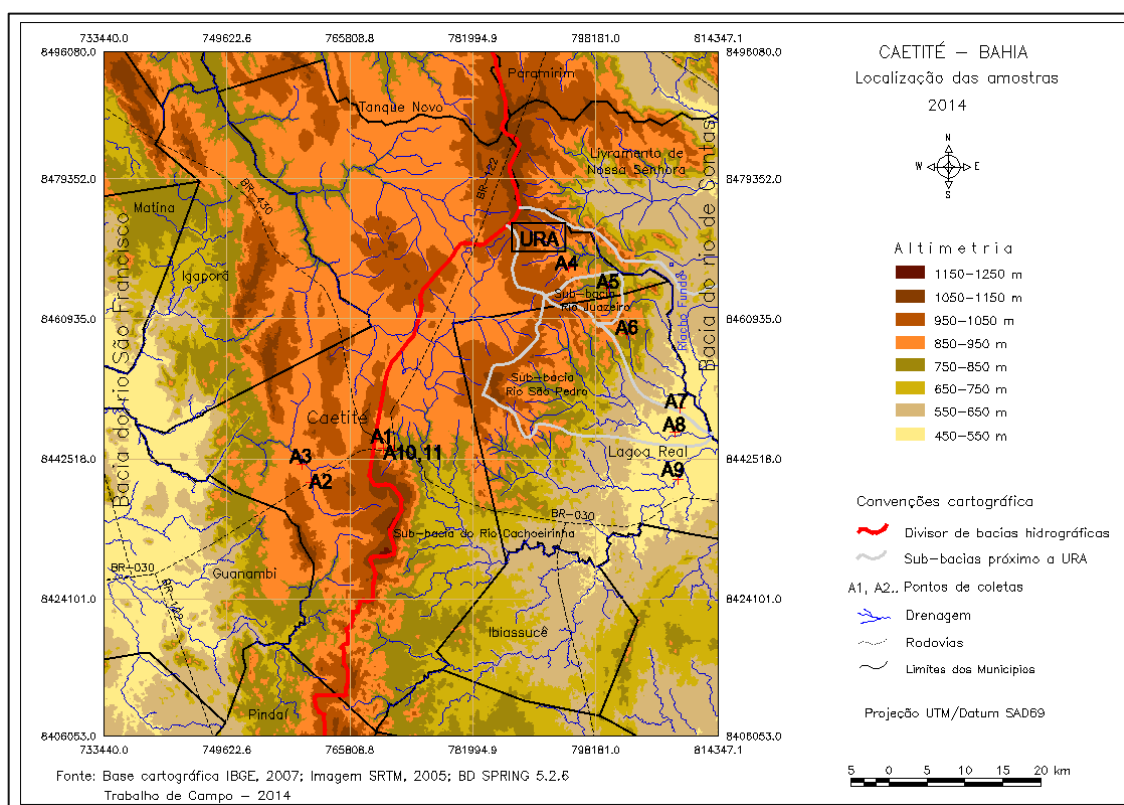
Amostra	Data da coleta	Coordenadas		Altitude (m)	Local
		Latitude	Longitude		
S1	21/02/2014	Sul 14° 03' 46''	Oeste 42° 29' 51''	944	Posto de Gasolina Caetité –BA
S3	21/02/2014	Sul 14° 04' 59''	Oeste 42° 35' 46''	963	Residência de Dona Celeste Caetité- BA
S4	21/02/2014	Sul 13° 50' 41,4''	Oeste 42° 16' 29,9''	868	Próximo a INB Propriedade rural
S5	21/02/2014	Sul 13° 52' 09,6''	Oeste 42° 13' 32,3''	742	Propriedade do Sr Márcio Caetité -BA
S6	21/02/2014	Sul 13° 55' 21,8''	Oeste 42° 12' 12,7''	773	Fazenda Sítio do Sr Luiz Antonio
S7	21/02/2014	Sul 14° 00' 37,4''	Oeste 42° 08' 14,7''	549	Lagoa Real- BA
S8	21/02/2014	Sul 14° 02' 21,4''	Oeste 42° 08' 32,7''	540	Lagoa Real- BA
S9	21/02/2014	Sul 14° 05' 43,2''	Oeste 42° 08' 19,7''	517	Lagoa Real- BA

Foram também coletadas amostras de outras regiões a caráter comparativo e destas amostras foram também feitas as medidas de alguns radionuclídeos. As amostras S10, S11 e S12 foram das areias das praias do Rio de Janeiro e a amostra S13 da praia da Atalaia em Aracaju – SE. Está apresentada na Tabela 4.3 a localização das amostras e a data da coleta.

**Tabela 4.3:** Localização das amostras de solo coletadas de praias brasileiras.

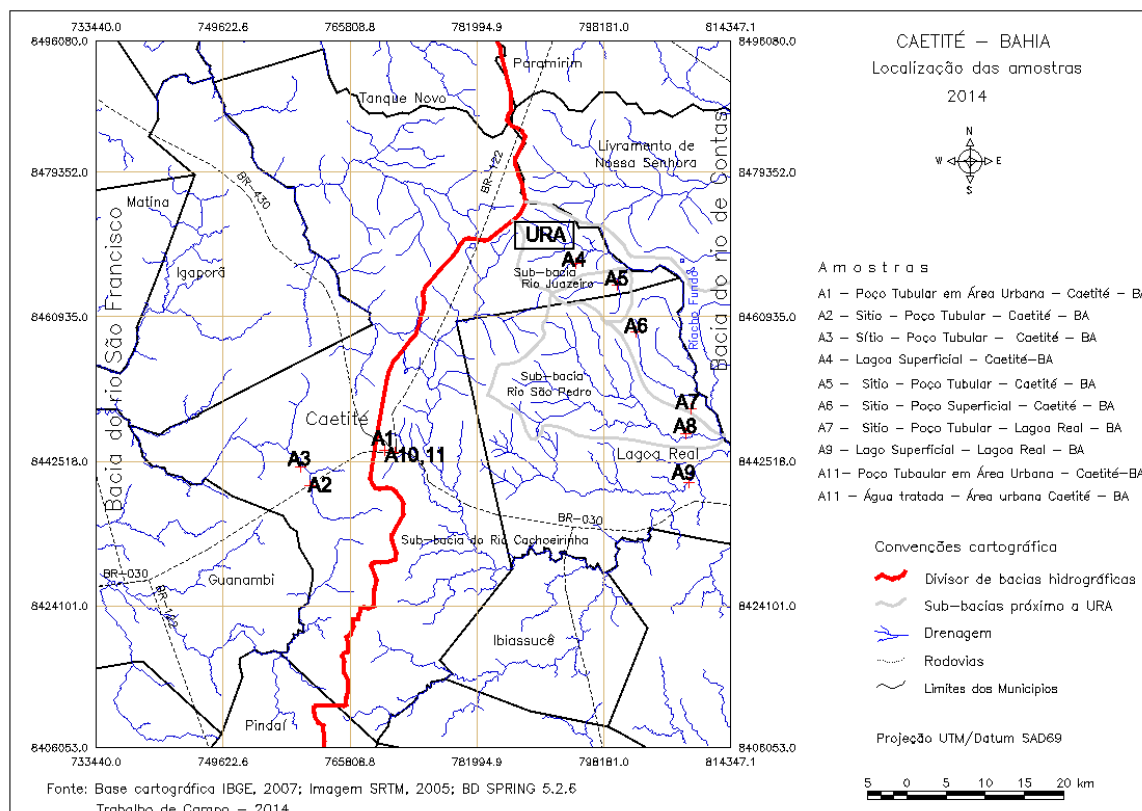
Amostra	Data da coleta	Local
S10	04/03/2014	Copacabana – RJ
S11	04/03/2014	Ipanema – RJ
S12	05/03/2014	Búzios – RJ
S13	07/03/2014	Atalaia – SE

Cada ponto de coleta era fotografado e as coordenadas geográficas eram registradas no GPS. A Figura 4.1 mostra a localização dos pontos de coletas das amostras de água sob a altimetria da região de estudo, destacando o empreendimento da INB/URA. Os pontos de coleta foram localizados nos mapas pelo Sistema de Posicionamento Global (GPS) e com o auxílio do banco de dados geográfico SPRING 5.2 (Sistema para Processamento de Informações Georeferenciadas) programa desenvolvido pelo INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) para ambientes UNIX e Windows. (SANTOS *et al.*, 2010).



**Figura 4.1:** Pontos de coletas estão nas regiões próximas a URA (Fonte: Veiga, 2014).

A Figura 4.2 mostra os pontos coletados das amostras em mapa apresentando os aspectos hidrológicos da região, onde também destaca a URA.

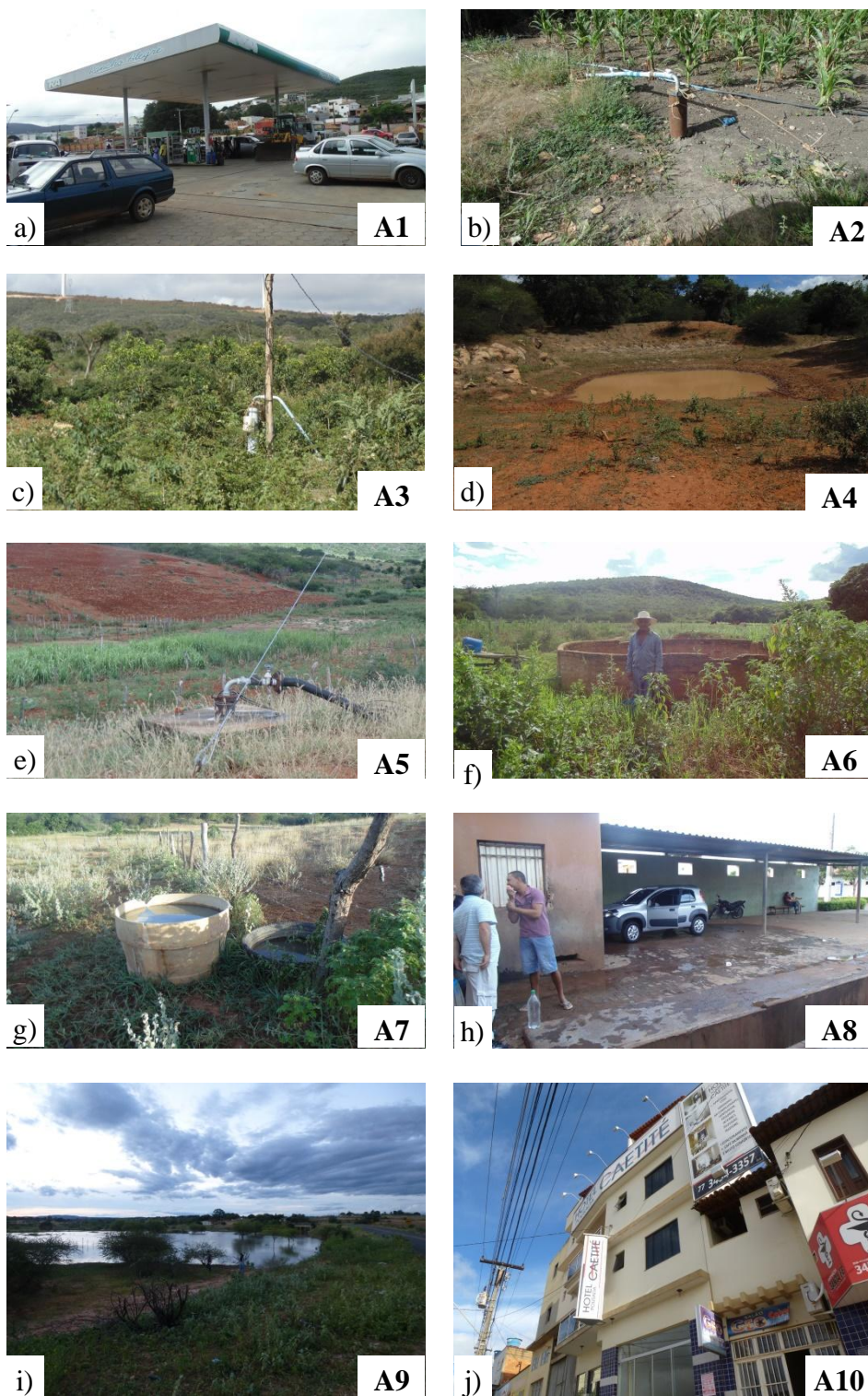


**Figura 4.2:** Aspectos hidrológicos da localização das amostras (Fonte: Veiga, 2014).

São mostradas fotos dos locais de coletas das amostras da região uranífera na Figura 4.3. As fotos em geral apresentam as reais condições encontradas no momento em que se fazia a coleta. Onde se coletava as amostras de água era também coletada a amostragem de solo.

Das amostras de água coletadas e investigadas neste trabalho, a maioria não era utilizada para o consumo humano. Somente as amostras A2, A3 e A5, coletadas em propriedades rurais e de poços tubulares, eram usadas para o consumo. As amostras A4, A7 e A9 são provenientes de lagoas superficiais. As demais amostras de água eram, em geral, utilizadas para a limpeza doméstica e lavagem de carros e a amostra A11, coletada no Hotel Caetité, foi a única tratada e distribuída pela EMBASA, responsável pela distribuição de água na região.





**Figura 4.3:** Fotos dos pontos de coletas. **a)** Área urbana – Rancho Alegre – Posto de Combustível, **b)** Residência de Dona Celeste, **c)** Sítio Boa Esperança – Sr Edvaldo, **d)** Lagoa Superficial – Propriedade Rural, **e)** Poço lacrado pelo Greenpeace – Propriedade de Sr Márcio, **f)** Fazenda Sítio – Sr Luiz Antonio, **g)** Caixa d’água, **h)** Lava Rápido, **i)** Lagoa superficial às margens da BR - Saída de Lagoa Real e **j)** Hotel Caetité.



### 4.2.1 Amostragem

Para a realização das medidas das concentrações das atividades dos radioisótopos  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{40}\text{K}$  foram coletados em média 1 kg de solo com sacos plásticos de pontos próximos a URA. Todas as amostras de solo são superficiais e foram retiradas de camadas de até no máximo 15 cm de profundidade. Após a coleta foram peneiradas as amostras com peneiras de uso comum na construção civil com diâmetro de 40 cm para tornar homogêneas as amostras. A Figura 4.4 mostra umas das amostras sendo homogeneizadas pela peneira utilizada.



**Figura 4.4:** Amostra de solo peneirado.

As amostras de água eram inodoras e foram coletadas e armazenadas para o transporte à Universidade Federal de Sergipe por garrafas “PET”, de material transparente. De cada ponto, eram coletados volumes de água, um de 2 L e um de 250 mL. As garrafas utilizadas para o traslado das amostras estão sendo mostradas na Figura 4.5.



a)



b)

**Figura 4.5:** a) Garrafas utilizadas para as coletas das amostras com capacidade 250 mL. b) Garrafas utilizadas para as coletas das amostras com capacidade 2 L.

Após a coleta, foram adicionados 2 mL de  $\text{HNO}_3$  nas amostras de água das garrafas de 250 mL com a finalidade de evitar a proliferação de microrganismos que causasse interferências nas análises químicas, uma vez que essas amostras ainda seriam enviadas a Polônia para serem feitas as medidas do conteúdo de urânio.

A amostra A9 era de uma cor amarelada, por isso ela foi filtrada inicialmente para eliminar as grandes partículas de sujeiras. Foi adicionado HCL às amostras A4, A6, A7 e A9 das garrafas de 2 L para acelerar a decantação de detritos e ferro presentes nessas águas. A amostra A4 apresentava uma cor avermelhada, indicativo de uma maior quantidade de ferro, por isso a ela foi adicionado cerca de 20 mL de HCL, que dissolve o ferro, para ser filtrado. Como o volume da amostra foi diminuído após esse procedimento, foi acrescentado aproximadamente 1,8 mL de água destilada para completar os 2 L. Depois do processo de acidificação e filtragem das amostras A4, A6, A7 e A9, foi adicionado  $\text{NH}_4\text{OH}$  para neutralizar o pH e, assim, fazer o procedimento de preparação do precipitado. A Figura 4.6 é uma foto da amostra A4 durante o processo de decantação da sujeira e filtragem.



**Figura 4.6:** Decantação e filtragem da água.

### 4.3 PREPARO EM LABORATÓRIO

As medidas foram realizadas no Departamento de Física Nuclear e suas Aplicações da Universidade de Silésia, Katowice – Polônia. Foram usadas diferentes técnicas de espectrometria nuclear para as amostras coletadas.

#### 4.4 PROCEDIMENTO E EQUIPAMENTO DE CINTILAÇÃO LÍQUIDA

##### 4.4.1 Parte I - Preparação química do $^{226,228}\text{Ra}$

Isótopos de rádio em amostras de água podem ser determinados através de diferentes métodos radioquímico. O procedimento para o tratamento químico das amostras para determinação do rádio  $^{226,228}\text{Ra}$  foi feito em pré-concentração por co-precipitação com sulfato de bário  $\text{BaSO}_4$  e a separação de outros radionuclídeos presentes.

O procedimento radioquímico foi baseado numa precipitação dupla. A finalidade da primeira, realizada em meio ácido (pH cerca de 2), é o de obter o precipitado de rádio com bário e chumbo como transportadores. A segunda precipitação realizada com ácido acético permite a remoção de filhos de rádio e outros radionuclídeos a partir do precipitado. O volume de ácido acético adicionado é definido com muita precisão, a fim de definir o valor da solução por não menos de 4,5 de pH. Isto garante que apenas o rádio em sulfato de bário seja precipitado.

Os cálculos químicos para a formação do precipitado foram baseados na Norma Polaca PN-89/ZN-70072 que já foi utilizada em outros estudos na Polônia. (ANEXOS). Foi-se estabelecida uma parceria entre a UFS com o Departamento de Física Nuclear e suas Aplicações da Universidade de Silésia, Katowice – Polônia. Desta forma foi então adotado o método da preparação química das amostras pelo procedimento usualmente utilizado em estudos na Polônia. Porém toda a preparação química foi realizada no laboratório da Universidade Federal de Sergipe. A Figura 4.7 é uma foto no laboratório onde mostra o processo de preparação do precipitado de algumas amostras.



**Figura 4.7:** Foto da preparação do precipitado. UFS, São Cristóvão - SE.

Como é notado pela Fig 4.7 o volume era grande de água e por isso béqueres de 2 L foi utilizados para a fase de aquecimento da amostra.

Na Tabela 4.4 estão os nomes dos reagentes utilizados para o preparo do precipitado. Todos os reagentes adicionados foram solubilizados em água destilada antes de serem acrescentados ao volume de toda a amostra.

**Tabela 4.4:** Soluções utilizadas para a preparação do precipitado.

Substâncias	Concentração (mol/L)	Quantidade utilizada para 2 L de água (mL)
EDTA	0,25	50
BaCl <sub>2</sub>	0,05	25
Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	0,1	0,2
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> – 50%	-	9

Depois de acrescentar EDTA, BaCl<sub>2</sub> e Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> à amostra de água, levou-se a solução ao aquecimento com temperatura média de 95 °C. Quando essa começou a borbulhar, foi retirada da chapa quente e foram adicionados lentamente 9 mL de ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> a 50%). Quando a solução esfriou, era claramente notada a formação de um precipitado. É na etapa de resfriamento natural da solução que há a formação gradativa dos cristais (nucleação e crescimento de cristais), além do processo de co-precipitação. O precipitado de coloração branca e forma cristalizada foi coletado e armazenado em tubos falcon. Foi completado o volume do frasco (aproximadamente 20 mL) de água destilada para ser centrifugado (duração de 4 min, 3000 rpm). A Figura 4.8 ilustra a formação do precipitado, da utilização do tubo falcon para coleta do precipitado formado e a lavagem na centrifuga.



**Figura 4.8:** a) Foto ilustrativa dos precipitados formados após decantação. b) Detalhe do precipitado.

c) Ilustração da lavagem e centrifugação para retirada de elementos químicos indesejáveis.

Este procedimento químico foi baseado numa precipitação realizada em meio ácido (pH cerca de 2) e essa foi a primeira precipitação realizada no laboratório da UFS. Apesar de isótopos de rádio, alguns outros cinco radionuclídeos indesejados estão ainda presentes na precipitação, por exemplo, tório. O urânio, se estiver presente, é removido com a solução.

Em solução, o rádio apresenta estado de oxidação 2+ (ou seja,  $Ra^{2+}$ ) e devido ao seu caráter altamente básico, o íon bivalente não é facilmente complexado. O rádio é moderadamente solúvel em água, mas com a adição de ácido sulfúrico o alto teor de sulfato forma cristais mistos de  $Ba(Ra)SO_4$  facilitando sua remoção.

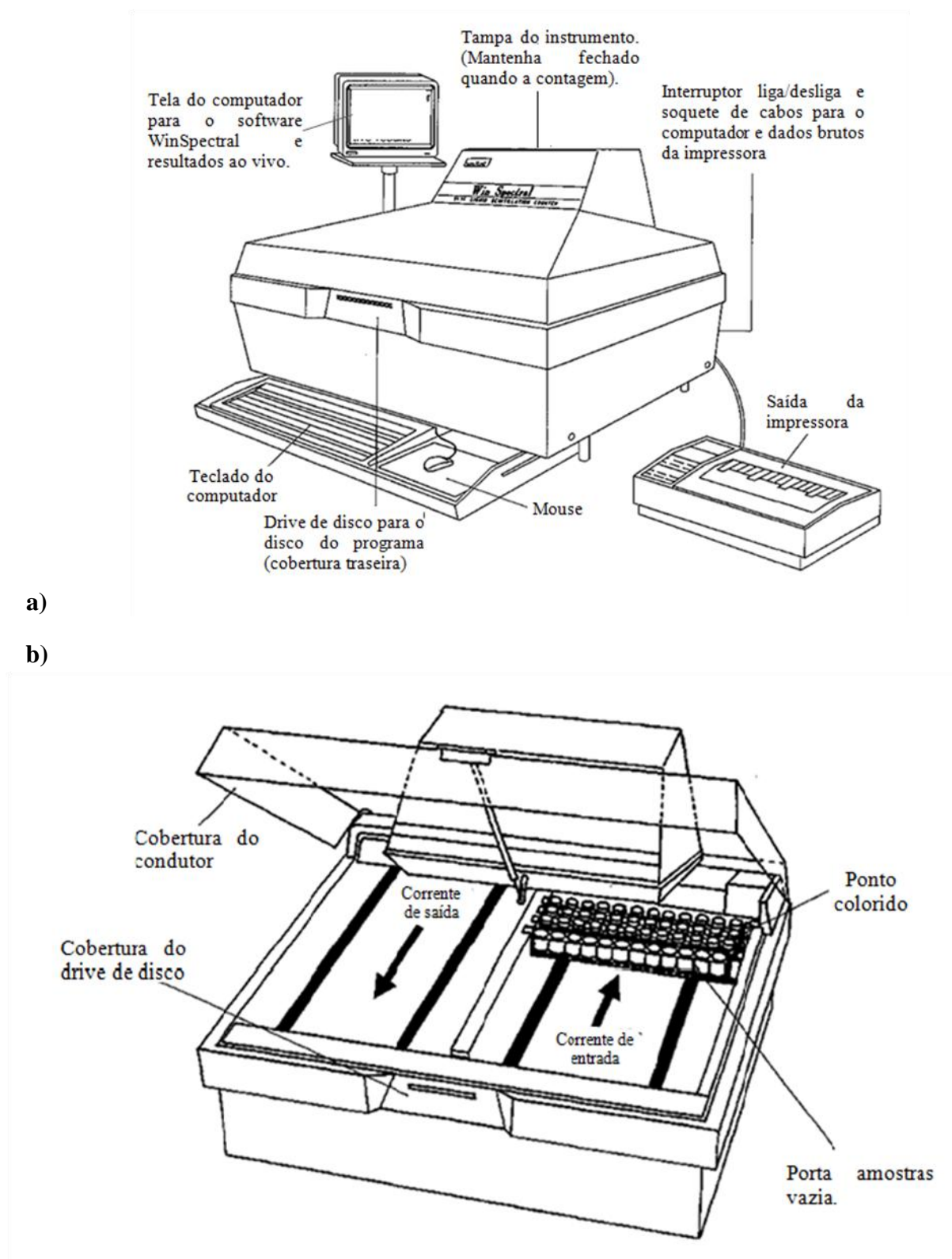
#### 4.4.2 Parte II - Realização das medidas

Um dos métodos mais sensíveis e largamente utilizados para detecção e quantificação dos tipos mais comum de decaimento nuclear (alfa, beta e gama) é o Contador de Cintilação Líquida (LSC). A medição da concentração da atividade rádio foi realizada com a utilização do *LSC 1414 WinSpectral  $\alpha / \beta$  de Wallac*.

Na primeira precipitação do procedimento químico realizada em meio ácido (pH 2) ainda podem ser encontrados outros radionuclídeos, além do rádio. A segunda precipitação que foi realizada com ácido acético permite a remoção de filhos de rádio e outros radionuclídeos.

O precipitado obtido foi transferido para o frasco de cintilação, misturou-se com 6 mL de água destilada e, em seguida, 12 mL de solução de cintilação foi adicionada (Insta-Gel e Ultima GoldAB de Packard, 3:1). Depois de preparada a amostra com materiais e nos frascos de cintilação foi medida por LSC.

É mostrado na Figura 4.9 o esquema do LSC com os periféricos e algumas partes importantes são visualizados na figura, como: Tela do computador para o *software WinSpectral*, *drive* do disco para o disco do programa, porta frascos de cintilação, cabos etc. Outras considerações podem ser levadas em conta sobre o equipamento utilizado. A tampa do transportador é feita de um plástico que tanto permite uma visão clara do transportador como ainda protege as amostras de luz ultravioleta e reduz, assim, o problema de quimioluminescência. O porta-amostra de diferentes tamanhos de frascos são aceitos pelo sistema *FlexiRack*.



**Figura 4.9:** Esquema adaptado do Contador de Cintilação Líquida (LSC) 1414WinSpectral  $\alpha/\beta$  de Wallac.

a) Com os periféricos b) Com a tampa aberta.



A concentração de  $^{226}\text{Ra}$  foi calculada a partir da parte do espectro  $\alpha$ , enquanto o teor  $^{228}\text{Ra}$  foi estimado a partir do espectro de alta energia  $\beta$  do  $^{228}\text{Ac}$  (filho) em estado de equilíbrio radioativo com o  $^{228}\text{Ra}$ . A partir do momento em que  $t = 0$ , há uma diminuição muito insignificante em relação atividade de  $^{228}\text{Ra}$  com relação a sua desintegração radioativa. No entanto, é possível também observar um crescimento rápido da atividade relativa do  $^{228}\text{Ac}$ , que após 40 horas alcança uma atividade relativa igual a  $A(t) / A_0 = 0,989$ .

As medições foram realizadas uma vez por dia (1 hora de tempo de contagem) ao longo de um período de um mês, até que o equilíbrio temporal entre o rádio e os seus derivados é atingido.

Cálculos teóricos foram baseados em equações de Bateman para as famílias  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{228}\text{Ra}$ . A modelagem matemática do problema do decaimento radioativo é dada pelas equações de Bateman, um sistema de Equações Diferenciais Ordinárias ordem com coeficientes constantes, que representam as constantes de decaimento radioativo de cada nuclídeo presente nas cadeias radioativas. As constantes de decaimento  $\lambda_i, i = 1, \dots, 7$ , são calculadas em função das meias vidas ( $T_{1/2}$ ) como é mostrado na equação 4.1. (LOCH *et al.*, 2013).

$$\lambda_i = \ln(2)/T_{1/2}^i \quad (4.1)$$

A concentração da atividade de  $^{226}\text{Ra}$  (em Bq / L) foi calculada de acordo com a fórmula representada na equação 4.2:

$$A_{226}^\alpha = \frac{CPS_{226}(0)}{V \cdot f \cdot E} \quad (4.2)$$

onde:

$CPS_{226}(0)$  - contagens por segundo para  $^{226}\text{Ra}$  em  $t = 0$ ,

$V$  - o volume inicial da amostra de água,

$E$  - eficiência química,

$f$  - a medição da eficiência de  $\alpha$  partículas (100%).

Os valores  $CPS_{226}(0)$  foram obtidos a partir das equações teóricas de Bateman que equipam os pontos experimentais. A incerteza de medição  $\Delta A_{226}^\alpha$  foi calculada como uma raiz quadrada da soma das incertezas em todas as quantidades em quadrado. A fórmula para o cálculo  $^{228}\text{Ra} \pm \Delta A_{228}^\alpha$  é muito semelhante, embora a principal dificuldade surge na estimativa

CPS<sub>228</sub> (0) decorrente não só do espectro  $\beta$  do  $^{228}\text{Ac}$ , mas também de outros isótopos radioativos mais complicados de interpretar.

A Figura 4.10 mostra o equipamento utilizado para a realização das medidas da atividade do radionuclídeo de interesse e as soluções cintiladoras utilizadas para medir o alfa  $^{226}\text{Ra}$  e o beta  $^{228}\text{Ra}$ .



a)



b)

**Figura 4.10:** a) (LSC) 1414 WinSpectral  $\alpha / \beta$  de Wallac. b) Soluções para Cintilação.

#### 4.4.3 Eficiência das Medidas do $^{226,228}\text{Ra}$

A eficiência química do procedimento radioquímico foi igual a  $97\% \pm 0,3\%$  calculada utilizando  $50,0 \pm 1,0 \text{ Bq/g}$  de  $^{226}\text{Ra}$  padrão do *National Institute of Standards and Technology* (NIST). Esse valor de 97% de eficiência química significa que, durante o procedimento, perde-se cerca de 3% do rádio devido a transferência da amostra ou do precipitado a partir de um frasco para outro.

A eficiência da detecção em técnica LSC é definida como 100% para partículas  $\alpha$  e é considerada 98% para partículas  $\beta$  de alta energia. Este método é considerado eficaz e a desvantagem dele é que é necessário um longo período de tempo para obter os resultados. (WALENCIK; KOZLOWSKA, 2006). Esse período necessário é devido à espera do equilíbrio radioativo dos radionuclídeos que se investiga.



#### 4.5 PROCEDIMENTO E EQUIPAMENTO DE ESPECTROMETRIA ALFA

A determinação da concentração da atividade dos isótopos  $^{234,238}\text{U}$  foi realizada com um espectrômetro alfa de barreira de superfície de silício com uma área superficial de  $300\text{ mm}^2$ , modelo 7401VR da Canberra – Packard EUA; o software utilizado foi o *Genie 2000 Alpha Acquisition & Analysis*. O detector utilizado neste trabalho é mostrado na Figura 4.11.



**Figura 4.11:** Espectrômetro alfa 7401VR de Canberra – Packard EUA.

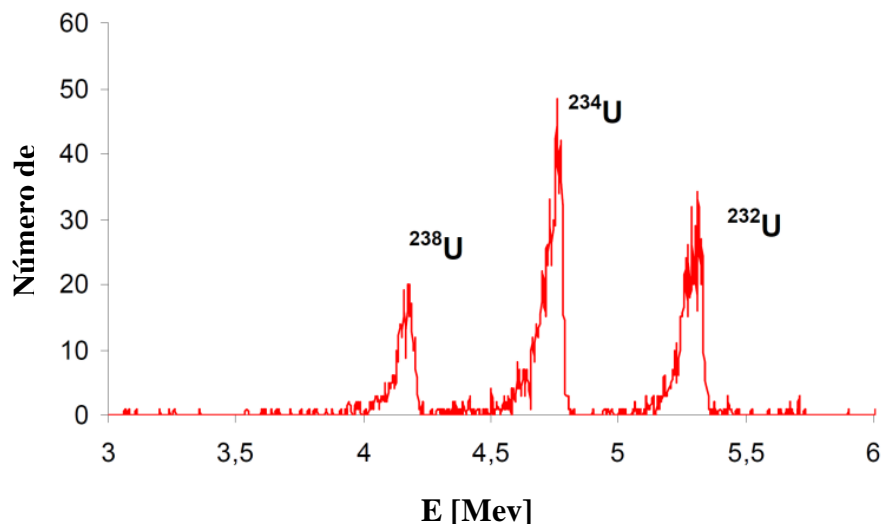
A separação química de urânio a partir de outros radionuclídeos presentes na água foi baseada num procedimento muito pouco modificado daquele publicado por Suomela. (SUOMELA, 1993). Para quantificar as perdas, os traçadores foram incorporados nos estágios iniciais do procedimento analítico. Neste trabalho foi adicionado, no início de cada análise, o traçador  $^{232}\text{U}$  com atividade conhecida ( $0,5024\text{ Bq.g}^{-1}$ ) a cada amostra de água de 250 mL. Na primeira etapa do procedimento químico foi adicionado 10 mL de  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  à amostra como um transportador, a fim de obter-se o precipitado contendo urânio. O precipitado foi, então, dissolvido em HCl 8M e introduzido na coluna de troca iônica. O urânio foi separado e purificado pela técnica de cromatografia de troca aniônica contendo a resina Dowex1x8 ( $\text{Cl}^-$ , 200-400 mesh). A fração de urânio foi eluída da coluna com HCl 0,5 M. A fonte de espectrometria  $\alpha$  foi preparada a partir da fração de urânio por co-precipitação com  $\text{NdF}_3$  e filtração em filtro de 0,1  $\mu\text{m}$  de polipropileno.

A partir da adição do traçador  $^{232}\text{U}$  utilizado em cada amostra de água, as atividades específicas de cada isótopo de urânio pôde ser calculada utilizando a fórmula (4.3):

$$A_p = A_z \frac{\left(\frac{N}{t}\right)_p}{\left(\frac{N}{t}\right)_z} \quad (4.3)$$

onde  $A_p$  é a concentração do radioisótopo investigado (em Bq/L),  $A_z$  é a atividade conhecida do traçador  $^{232}\text{U}$ ,  $(N/T)_p$  e  $(N/T)_z$  são o número de contagens  $N$  em um tempo de medida  $t$  para o isótopo investigado e o traçador, respectivamente.

A incerteza de medição foi calculada como a raiz quadrada da soma das incertezas em todas as quantidades ao quadrado e a calibração de energia do espectrômetro foi realizada no Departamento de Física Nuclear e suas Aplicações da Universidade de Silésia, Polônia, utilizando duas fontes comerciais de  $^{241}\text{Am}$  ( $E_\alpha = 5,4 \text{ MeV}$ ) e fontes de isótopos de urânio e de tório desenvolvidas nesse departamento. A Figura 4.12 apresenta os espectros típicos dos radionuclídeos determinados e do traçador  $^{232}\text{U}$ . As linhas de espectro são bem separadas umas das outras, o que permite a determinação da atividade específica de cada isótopo através da simples soma do número de contagens em determinada área de pico durante a análise.



**Figura 4.12:** Espectro típico de urânio por espectrometria alfa, mostrando o pico de emissão do traçador  $^{232}\text{U}$ .

Os métodos aplicados neste trabalho para a determinação de rádio e isótopos de urânio foram avaliados durante os testes organizados pelas autoridades internacionais e polonesas. Os materiais de referência foram fornecidos pela Agência Internacional de Energia Atômica (AIEA) e foram analisados durante as intercalibragem dos experimentos.

#### 4.6 PROCEDIMENTO E EQUIPAMENTO DE ESPECTROMETRIA GAMA

Os valores das concentrações da atividade dos radioisótopos  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{40}\text{K}$  em amostras de solos foram determinados usando o espectrômetro gama do tipo *HPGe da Canberra* sendo um analisador modelo *TUKAN8k*. A Figura 4.13 apresenta uma foto do equipamento usado para a realização dessas medidas e dos béqueres utilizados.



a)



b)

**Figura 4.13:** a) Detector de espectrometria gama HPGe da Canberra, analisador modelo TUKAN8k e b) Béquer Marinelli utilizado para a realização das medidas.

As amostras de solos não foram secadas, mas apenas peneiradas e o peso de cada uma foi medido. A amostra é normalmente colocada em um béquer Marinelli (quando se tem cerca de 0,5 kg de uma amostra), porém foram feitas as medidas de uma quantidade menor (aproximadamente 100 g), e por isso utilizado um recipiente pequeno. O problema desse procedimento é que o padrão deve estar no mesmo tipo de recipiente da amostra. Ao mover um padrão a partir de um recipiente para outro se deve esperar o equilíbrio radioativo ser alcançado no padrão.

## 4.7 CÁLCULO DE DOSE

No caso da água, a concentração de atividade é dada em Bq / L. Esse valor pode estar relacionado com uma dose efetiva por ano (mSv/a), utilizando um coeficiente de dose (mSv/Bq) e o consumo anual médio de água (L/a). (WHO, 2008). A Tabela 4.5 apresenta os coeficientes de dose dos radionuclídeos recomendados pela Comissão Internacional de Proteção Radiológica (ICRP) que podem ser encontrados na água potável (ICRP, 1996), destacando os radioisótopos investigados nesse trabalho.

**Tabela 4.5:** Coeficientes de dose dos radionuclídeos por adulto Fonte: Adaptada de (ICRP, 1996).

Categoria	Radionuclídeo	Coeficiente de dose (mSv/Bq)
Series do urânio Natural	<b>U-238</b>	<b><math>4,5 \times 10^{-5}</math></b>
	<b>U-234</b>	<b><math>4,9 \times 10^{-5}</math></b>
	Th-230	$2,1 \times 10^{-4}$
	<b>Ra-226</b>	<b><math>2,8 \times 10^{-4}</math></b>
	Pb-210	$6,9 \times 10^{-4}$
	Po-210	$1,2 \times 10^{-3}$
Series do tório natural	Th-232	$2,3 \times 10^{-4}$
	<b>Ra-228</b>	<b><math>6,9 \times 10^{-4}</math></b>
	Th-228	$7,2 \times 10^{-5}$
Produtos de fissão	Cs-134	$1,9 \times 10^{-5}$
	Cs-137	$1,3 \times 10^{-5}$
	Sr-90	$2,8 \times 10^{-5}$
	I-131	$2,2 \times 10^{-5}$
Outros radionuclídeos	3H	$1,8 \times 10^{-8}$
	C-14	$5,8 \times 10^{-7}$
	Pu-239	$2,5 \times 10^{-4}$
	Am-241	$2,0 \times 10^{-4}$

A partir dos coeficientes de doses, pode-se chegar a dose efetiva. Para isso é necessário supor certa quantidade de ingestão da água e considerar o resultado da concentração da atividade de cada amostra. Neste trabalho foi considerado que a água é consumida pela população local e foi suposto que o consumo é de 730 L/a, que corresponde a

um consumo médio de 2 litros de água por dia. As doses efetivas anuais foram calculadas para os radionuclídeos investigados nas amostras de água a partir da equação (4.4).

$$E = A \cdot q \cdot H \quad (4.4)$$

onde:

E = dose efetiva (Sv / a),

A = concentração de atividade (Bq / L),

q = consumo médio de água por ano (L / a),

H = coeficiente de dose ( Sv / Bq)

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Através da análise das amostras pela técnica de LSC foi possível determinar as concentrações das atividades do  $^{226,228}\text{Ra}$  nas amostras de água. Ainda foi obtido por meio de outras técnicas de espectrometria nuclear o resultado da atividade específica do  $^{234,238}\text{U}$  em amostras de água e dos radionuclídeos  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{40}\text{K}$  em amostras de solo coletadas na região próxima a Província Uranífera de Lagoa Real. A amostragem foi realizada em fevereiro de 2014 e os pontos de coleta estão localizados entre os municípios de Caetité e Lagoa Real.

A vida longa de nuclídeos radioativos como o urânio, rádio e tório faz com que eles existam em grande quantidade, e por isso, emitam uma alta densidade de radiação ionizante, sendo as principais fontes de radiação natural.

Neste trabalho, foram calculadas as doses efetivas dos radionuclídeos  $^{226,228}\text{Ra}$  e  $^{234,238}\text{U}$  investigados nas amostras de água e os resultados das concentrações de atividade foram comparadas com recomendações da Organização Mundial de Saúde ([WHO 1, 2011](#), [WHO 2, 2011](#)). Foram também medidas as concentrações de atividade em amostras de solo e os resultados obtidos foram comparados com os parâmetros estabelecidos pelos critérios de exclusão, isenção e dispensa como requisito de proteção radiológica dados pela Posição Regulatória [CNEN PR-3.01-001 \(CNEN, 2011b\)](#), que se refere a Norma [CNEN-NN-3.01](#).

### 5.1 CONCENTRAÇÃO DA ATIVIDADE DO $^{226,228}\text{Ra}$

Geralmente o produto do decaimento radioativo é também radioativo e que cada um dos produtos do decaimento se comporta quimicamente diferente de seu núcleo pai e de seu núcleo filho. A análise alfa e beta total, em um trabalho de [Silva \(2011\)](#), revelou que outros radionuclídeos podem estar presentes na água da região de Caetité, além do urânio, como o  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{228}\text{Ra}$ . Neste trabalho optou-se por determinar a atividade específica do rádio-226 e do rádio-228, pois esses radioisótopos pertencem naturalmente a cadeia radioativa das famílias do urânio e do tório. O  $^{226}\text{Ra}$  possui uma meia-vida bastante longa, de 1.620 anos, e o  $^{228}\text{Ra}$  possui meia-vida de 5,75 anos. Em se tratando dos quatro isótopos do rádio, a maior preocupação se dá com o  $^{226}\text{Ra}$  devido a combinação da sua longa meia-vida e seus efeitos radiológicos, por razão à sua perigosa natureza com respeito à dose por exposição interna.

Um dos métodos mais sensíveis e largamente utilizados para detecção e quantificação dos tipos mais comuns de decaimento nuclear (alfa, beta e gama) é o Detector

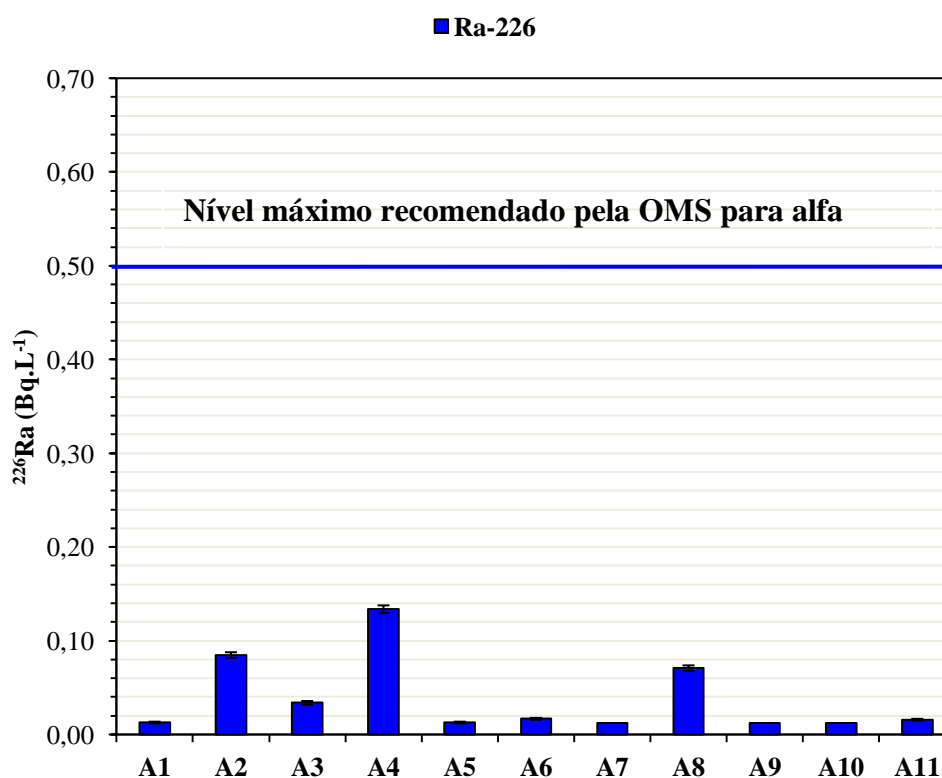
de Cintilação Líquida. Com espectrometria alfa de semicondutores seria possível medir a emissão alfa do  $^{226}\text{Ra}$ , porque ele é alfa-radioativo, entretanto não seria possível medir as emissões do beta-radioativo do  $^{228}\text{Ra}$ . Com a utilização do LSC foi possível medir tanto a emissão alfa do  $^{226}\text{Ra}$  quanto a beta do  $^{228}\text{Ra}$ . Essa foi uma das razões pela qual se escolheu esse detector para essas determinações.

As concentrações de atividade de rádio variam de  $(12 - 134 \pm 4)$  mBq/L e de  $(30 - 208 \pm 9)$  mBq/L para  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{228}\text{Ra}$ , respectivamente. Todos os valores das concentrações das atividades dos  $^{226,228}\text{Ra}$  e suas respectivas incertezas estão apresentados na Tabela 5.1.

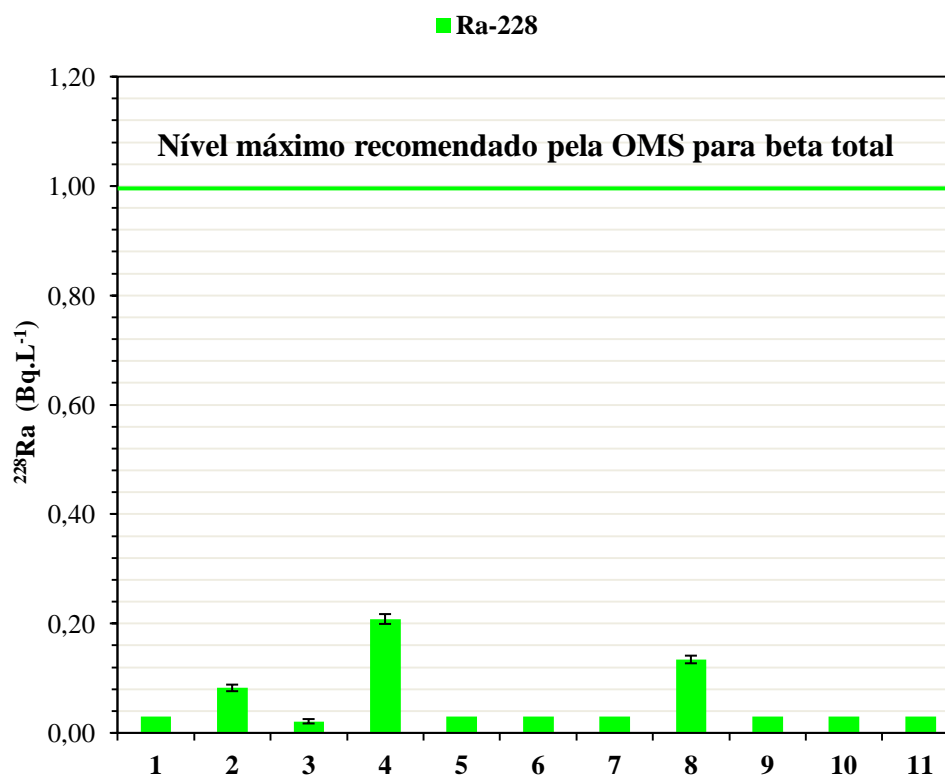
**Tabela 5.1:** Concentração da atividade do  $^{226,228}\text{Ra}$  e suas respectivas incertezas

Atividade específica dos respectivos radionuclídeos (mBq/ L)		
<b>Amostras</b>	<b><math>^{226}\text{Ra}</math></b>	<b><math>^{228}\text{Ra}</math></b>
<b>A1</b>	$13 \pm 1$	$< 30$
<b>A2</b>	$85 \pm 3$	$82 \pm 6$
<b>A3</b>	$34 \pm 2$	$21 \pm 4$
<b>A4</b>	$134 \pm 4$	$208 \pm 9$
<b>A5</b>	$13 \pm 1$	$< 30$
<b>A6</b>	$17 \pm 1$	$< 30$
<b>A7</b>	$< 12$	$< 30$
<b>A8</b>	$71 \pm 3$	$134 \pm 7$
<b>A9</b>	$< 12$	$< 30$
<b>A10</b>	$< 12$	$< 30$
<b>A11</b>	$16 \pm 1$	$< 30$

Os valores obtidos das atividades específicas dos isótopos  $^{226,228}\text{Ra}$  nas amostras coletadas próximas a região da Província Uranífera de Lagoa Real foram colocadas em histogramas para melhor comparação com as recomendações mundiais. As Figuras 5.1 e 5.2 mostram os dados do nuclídeo radioativo  $^{226}\text{Ra}$  e do  $^{228}\text{Ra}$ , respectivamente, obtidas para cada amostra. São mostrados também os níveis de orientação de alfa total e beta total para a água potável, recomendados pela OMS ([WHO, 2011](#)). Segundo a OMS os níveis de *screening* para a água potável, abaixo do qual não é necessária nenhuma ação adicional, são 0,5 Bq /L para a atividade alfa total e 1 Bq/L para a atividade beta total. Se nenhum desses valores é excedido, o critério de dose individual de 0,1 mSv/a também não será ultrapassado. Para verificar a relação dos resultados desses dois radionuclídeos é apresentada também a Figura 5.3, com os resultados de ambos os isótopos.

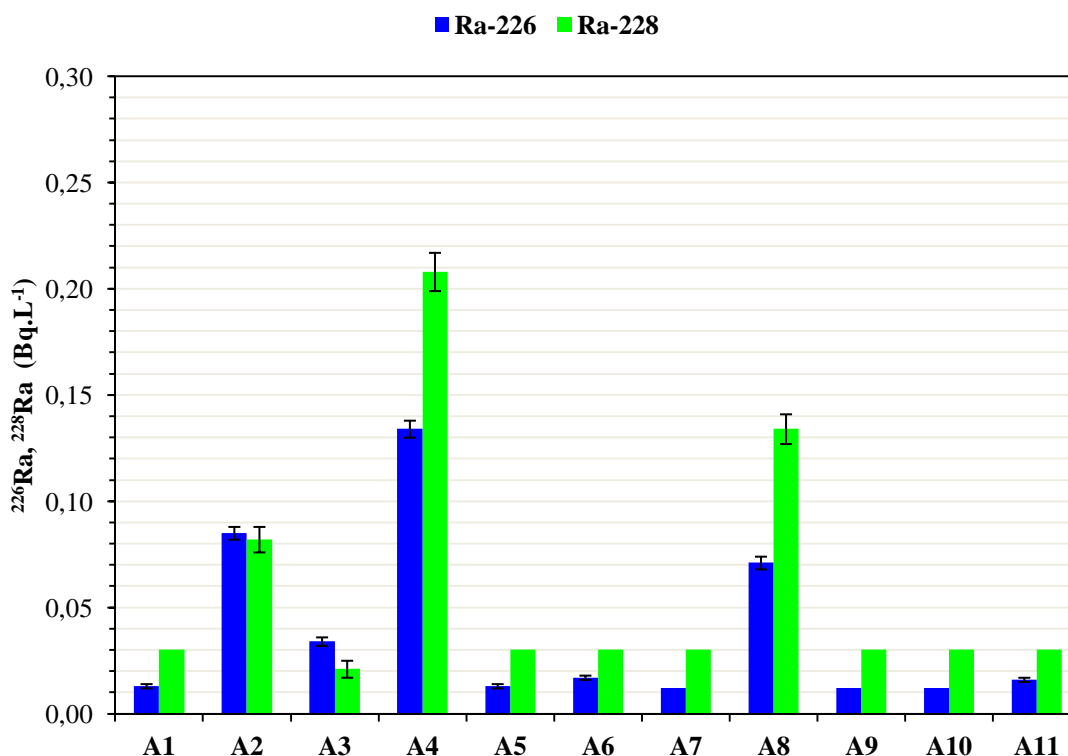


**Figura 5.1:** Atividade específica do isótopo  $^{226}\text{Ra}$  determinada nas amostras de água de Caetité..



**Figura 5.2:** Atividade específica do isótopo  $^{228}\text{Ra}$  determinada nas amostras de água de Caetité..





**Figura 5.3:** Atividade específica dos isótopos  $^{226,228}\text{Ra}$  determinadas nas amostras de água de Caetité.

Segundo a OMS (WHO, 2011), a contribuição de água potável para a exposição total a radiação é geralmente pequena e é devido em grande parte aos radionuclídeos de ocorrência natural das séries de urânio e tório. Mas se os isótopos de rádio forem ingeridos em altas concentrações, podem causar um aumento significativo nos casos de câncer de bexiga, pulmão e tórax (LIMA, 1996).

Nesse trabalho, as maiores concentrações das atividades de  $^{226,228}\text{Ra}$  foram de  $(134 \pm 4)$  mBq/L e  $(208 \pm 9)$  mBq/L, respectivamente, referente a amostra de água A4, coletada de uma lagoa superficial localizada em região próxima a URA/INB.

A atividade alfa e beta aqui rastreada foi referente somente às atividades dos nuclídeos  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{228}\text{Ra}$ , ressaltando que o primeiro é alfa radioativo e o segundo é beta radioativo. Para a água subterrânea, geralmente, eles são a principal fonte de radioatividade. Geralmente, outros radionuclídeos estão presentes em quantidades tão pequenas, que a dose a partir deles é desprezível. Portanto, como a maioria das amostras coletadas são de águas subterrâneas, nesse tipo de amostra pode-se comparar com os valores recomendados pela OMS, com alfa total e beta total para água, que foram apresentados nas Figuras 5.1 e 5.2.

Como é possível perceber pelos gráficos, todas as atividades específicas medidas nesse trabalho não são superiores aos limites recomendados pela OMS (WHO 1, 2011).

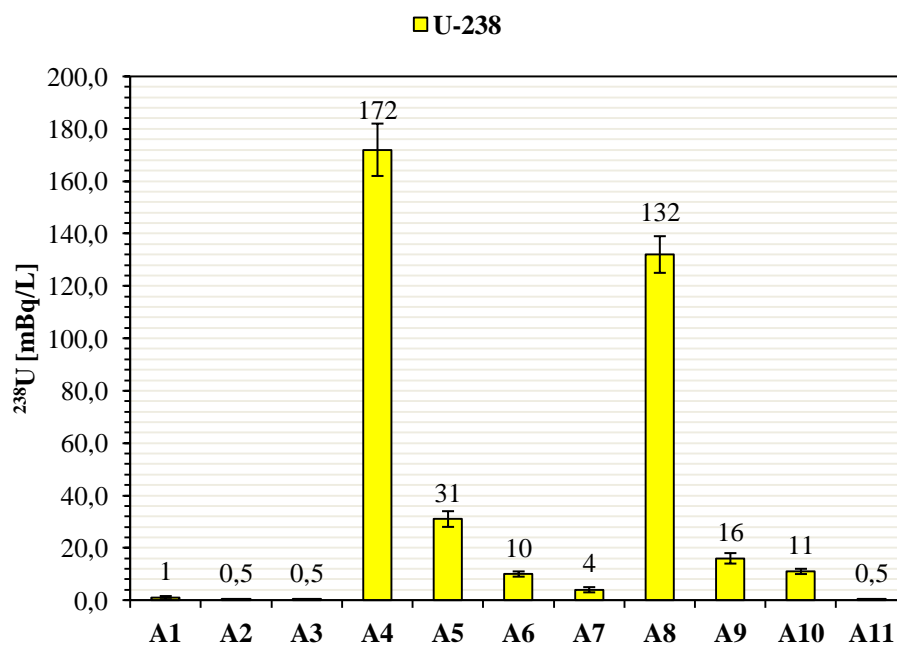
Esse método *screening* trata-se de uma abordagem mais prática que consiste na utilização de um procedimento de rastreio, onde a radioatividade total presente na forma de radiação alfa e beta é primeiramente determinada, sem levar em conta a identidade de radionuclídeos específicos. (WHO, 2011). Porém, segundo a CNEN (CNEN, 2010), os limites utilizados para *screening* não determinam a potabilidade da água, afirmando que as medidas alfa e beta total são utilizadas por serem medidas rápidas de serem feitas, simples e de baixo custo, ao contrário de medidas de concentração de atividade individual de radionuclídeos que normalmente são mais demoradas, mais complexas e de custo mais elevado. Ainda concluiu que, tais medidas não devem ser utilizadas para tomada de decisões pois apresentam grandes incertezas associadas. Para (WHO, 2011), como a radiação alfa é facilmente absorvida dentro de uma fina camada de material sólido, a confiabilidade e a sensibilidade do método para a determinação de alfa pode ser reduzida em amostras com alto teor de sólidos dissolvidos totais. Logo estas medições são adequadas como um procedimento preliminar para se determinar quando uma análise mais aprofundada de um radioisótopo específico for necessária.

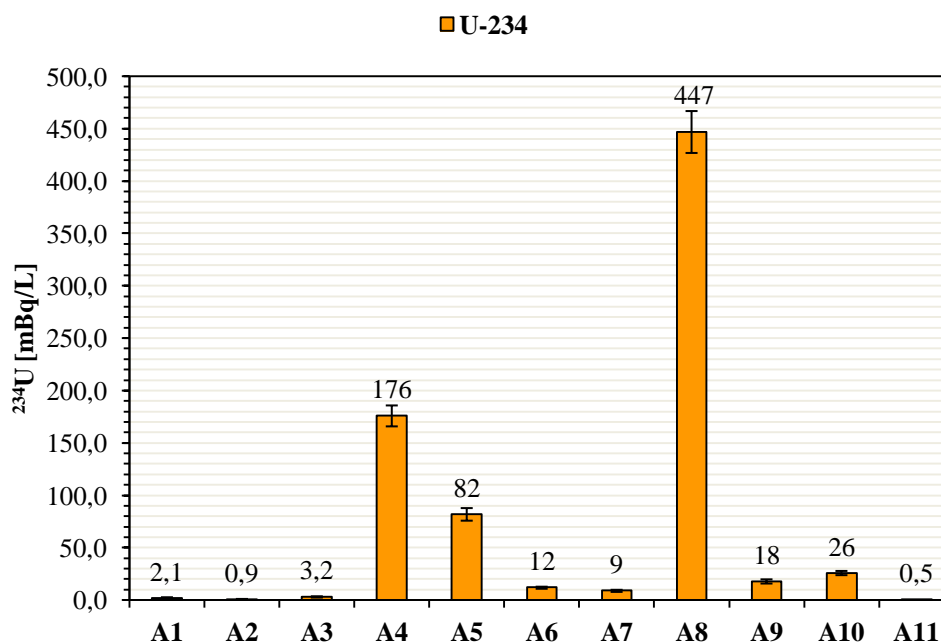
## 5.2 CONCENTRAÇÃO DA ATIVIDADE DO $^{234,238}\text{U}$

Ambos os nuclídeos  $^{234,238}\text{U}$  são emissores alfa e, por isso, são de interesse neste trabalho, apresentando meia-vidas longas, de  $2,48 \cdot 10^5$  anos e  $4,5 \cdot 10^9$ , respectivamente. Para a realização das medidas de  $^{234,238}\text{U}$  nas amostras de água foi utilizada a técnica de espectrometria alfa, que consiste na detecção da energia de partículas alfa emitidas pelo radionuclídeo presente na amostra analisada. As atividades específicas dos isótopos de  $^{234,238}\text{U}$  e suas respectivas incertezas determinadas para amostras de água são apresentadas na Tabela 5.2. Esses resultados mostram uma variação desde 0,5 até  $172 \pm 10$  mBq/L para  $^{238}\text{U}$  e desde 0,5 a  $447 \pm 20$  mBq/L para o  $^{234}\text{U}$ . As Figuras 5.4 e 5.5 apresentam histogramas com as atividades específicas dos radioisótopos  $^{238}\text{U}$  e  $^{234}\text{U}$ , respectivamente.

**Tabela 5.2:** Concentração da atividade do urânio  $^{238,234}\text{U}$  e suas respectivas incertezas

Atividade específica dos respectivos radionuclídeos (mBq/L)		
Amostras	$^{238}\text{U}$	$^{234}\text{U}$
A1	$1,0 \pm 0,6$	$2,1 \pm 0,8$
A2	$<0,5$	$0,9 \pm 0,4$
A3	$<0,5$	$3,2 \pm 0,6$
A4	$172 \pm 10$	$176 \pm 10$
A5	$31 \pm 3$	$82 \pm 6$
A6	$10 \pm 1$	$12 \pm 1$
A7	$4 \pm 1$	$9 \pm 1$
A8	$132 \pm 7$	$447 \pm 20$
A9	$16 \pm 2$	$18 \pm 2$
A10	$11 \pm 1$	$26 \pm 2$
A11	$<0,5$	$<0,5$

**Figura 5.4:** Concentração da atividade do radioisótopo  $^{238}\text{U}$ .



**Figura 5.5:** Concentração da atividade do radioisótopo  $^{234}\text{U}$ .

O nível de atividade das amostras é muito variável e, por isso, vale analisar qual é o ponto da coleta e conferir os resultados com as atividades desenvolvidas no local. As maiores atividades específicas determinadas foram as das amostras A4 ( $172 \pm 10$ ) mBq/L e A8 ( $447 \pm 20$ ) mBq/L para os radioisótopos  $^{238}\text{U}$  e  $^{234}\text{U}$ , respectivamente, sendo as duas amostras, A4 e A8 dentre as demais, as que apresentaram os valores mais elevados para ambos os núclídeos.

Atividade mínima detectável foi calculada de acordo com o método de Currie (CURRIE, 1968) e foi igual a 0,4 mBq/L e 0,6 mBq/L para  $^{238,234}\text{U}$  para uma medição com duração de dois dias.

A distribuição de urânio na crosta terrestre está associada com os processos de origem magmática que causaram a sua mobilização para a superfície desde a formação da Terra. Segundo a Agência de Substâncias Tóxicas e Registro de Doenças (ATSDR, 1999), as principais atividades antrópicas que liberam urânio no solo são a mineração de urânio, o processamento de urânio, mineração de fosfato, mineração de metais pesados, uso do carvão e a eliminação inadequada de resíduos desse combustível nuclear.

O urânio se encontra retido nos principais minerais formadores de rochas, incorporado em certos minerais acessórios ou formando minerais próprios quando possuem concentrações suficientes. E mesmo com todas as atividades antrópicas relacionadas ao ciclo do combustível nuclear, se o manejo desse minério for adequado, não será prejudicial para os lençóis freáticos da região.

A razão isotópica de  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$  variou desde 1 até 3,4, como pode ser visto na Tabela 5.3, mostrando a falta de equilíbrio entre estes isótopos radioativos nas amostras estudadas.

**Tabela 5.3:** Razão isotópica  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$

Amostras	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11
$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$	2,1	-	-	1,0	2,6	1,2	2,3	3,4	1,1	2,4	-

Os isótopos de  $^{234}\text{U}$  e  $^{238}\text{U}$  encontram-se em equilíbrio radioativo em sistemas fechados muito antigos, porém os processos de interação entre o sedimento e a água produzem razões isotópicas diferentes da unidade (CHERDYNTSEV, 1971). Segundo (DOOLEY *et al.*, 1966), as razões dessas diferenciações são devidos a processos como deslocamento alfa do  $^{234}\text{U}$  do retículo cristalino causado pelo recuo durante o decaimento alfa do  $^{238}\text{U}$  e também em razão do enfraquecimento da ligação do  $^{234}\text{U}$  nos retículos cristalinos e oxidação preferencial para o estado hexavalente, que é mais solúvel. Se estes processos ocorrem na fonte do sedimento, o  $^{234}\text{U}$  será preferencialmente lixiviado e poderá se tornar enriquecido nos locais onde ocorre a sua deposição (reincorporação ao sedimento).

Para a razão entre o  $^{238}\text{U}$  e  $^{226}\text{Ra}$ , mostrada na Tabela 5.4, é notado que há mais urânio do que rádio nas amostras de águas coletadas, com exceção da amostra A1. Foram usadas diferentes técnicas de espectrometria para determinar as atividades específicas correspondentes a cada um desses isótopos, mas em geral a razão entre esses radionuclídeos pode ser calculada e considerada para análises.

**Tabela 5.4:** Razão  $^{238}\text{U}/^{226}\text{Ra}$

Amostras	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11
$^{238}\text{U}/^{226}\text{Ra}$	0,1	-	-	1,3	2,4	0,6	-	1,9	-	-	-

### 5.3 DOSE EFETIVA DOS RADIONUCLÍDEOS $^{226,228}\text{Ra}$ E $^{234,238}\text{U}$

Neste trabalho foi considerado que a água é consumida pela população local e foi suposto que o consumo desta água foi de 730 litros por ano, que seria um consumo médio de 2 litros de água por dia. Foram calculadas as doses efetivas para cada radionuclídeo investigado e o resultado é apresentado na Tabela 5.5. Foram utilizados os coeficientes de

doses dos radionuclídeos igual a  $2,8 \times 10^{-4}$  mSv/Bq para  $^{226}\text{Ra}$ ,  $6,9 \times 10^{-4}$  mSv/Bq para  $^{228}\text{Ra}$ ,  $4,5 \times 10^{-5}$  mSv/Bq para  $^{238}\text{U}$ , e  $4,9 \times 10^{-8}$  mSv/Bq para  $^{234}\text{U}$ , de modo a estimar as doses efetivas anuais por adulto a partir das concentrações de atividade dos respectivos radioisótopos.

**Tabela 5.5:** Valores obtidos para dose efetiva para as amostras de água, considerando apenas o consumo de 730 L/a de água.

Amostras	Dose efetiva ( $\mu\text{Sv/a}$ )				*Dose efetiva total ( $\mu\text{Sv/a}$ )
	$^{226}\text{Ra}$	$^{228}\text{Ra}$	$^{238}\text{U}$	$^{234}\text{U}$	
A1	2,6	-	0,03	0,07	2,7
A2	17,3	41,3	-	0,03	58,6
A3	7,0	10,5	-	0,1	17,6
A4	27,3	105,0	5,6	6,3	144,2
A5	2,6	-	1,0	2,9	6,5
A6	3,5	-	0,3	0,4	4,2
A7	-	-	0,1	0,3	0,4
A8	14,5	67,4	4,3	16,0	102,2
A9	-	-	0,5	0,6	1,1
A10	-	-	0,4	0,9	1,3
A11	3,2	-	-	-	3,2

\* $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{U}$

Das amostras de água coletadas e investigadas neste trabalho, a maioria não era utilizada para o consumo humano. Somente as amostras A2, A3 e A5, coletadas em propriedades rurais e de poços tubulares com profundidade entre 50 a 80 m, eram usadas para o consumo. Entretanto, optou-se por calcular a dose efetiva mesmo em amostras não consumidas por humanos como uma forma de avaliar os efeitos das atividades específicas dos radionuclídeos presentes na região uma vez que a água é uma importante fonte de entrada de alguns radionuclídeos no organismo humano, e por isso é necessária a avaliação para monitorar os níveis de radioatividade aos quais a população pode estar submetida.

As amostras A4, A7 e A9 são provenientes de lagoas superficiais. Elas foram coletadas pela suposição de serem consumidas por animais, e por consequência, também consumidas pelos habitantes da região. As demais amostras de água eram, em geral, utilizadas para a limpeza doméstica e lavagem de carros, e a amostra A11, coletada no Hotel Caetité, foi a única tratada e distribuída pela EMBASA, responsável pela distribuição de água na região.

A Empresa Baiana de Saneamento Básico – EMBASA é a responsável pelo abastecimento de água na zona urbana de Caetité, através da captação a partir de uma represa no rio do Antônio. A água é submetida a tratamento para posterior fornecimento para a população. Entretanto, na zona rural não há tratamento de água para uso da população. As comunidades rurais utilizam outros meios de conseguir água, como o uso sem tratamento de rios ou poços tubulares, quando estes não estão secos, como ocorre em alguns lugares. (PRADO, 2007).

Para as exposições prolongadas, como é o caso de ingestão de água potável contendo radionuclídeos durante grandes períodos de tempo, as evidências de um aumento do risco de câncer em seres humanos está disponível em doses superiores a 100  $\mu\text{Sv/a}$ . Logo as doses efetivas não devem exceder a esse valor. (WHO, 2008). Como é possível perceber na Tabela 5.5 os resultados dos cálculos das doses efetivas para um consumo médio de 730 L/a excederam esse valor limite, em duas amostras, A4 e A8, com 144,2  $\mu\text{Sv/a}$  e 102,2  $\mu\text{Sv/a}$ , respectivamente. Essas águas não são consumidas pela população. A amostra A4 foi coletada de uma lagoa superficial próxima a URA/INB Caetité e não apresentava sinais que era utilizada pelos proprietários rurais, mas pode ser ingerida por animais. A amostra A8 foi coletada de um poço tubular em Lagoa Real, sendo utilizada para a lavagem de veículos.

A maior dose efetiva calculada para amostras de água consumidas pela população foi encontrada na amostra A2, com 58,6  $\mu\text{Sv/a}$ , que ainda é um valor bem menor que o recomendado. Trata-se de uma amostra coletada de um poço tubular de propriedade rural da residência de Dona Celeste localizada em Caetité. As outras duas amostras utilizadas para consumo humano apresentaram doses efetivas de 17,6  $\mu\text{Sv/a}$ , amostra A3 de propriedade rural do Sr Edvaldo, e 6,5  $\mu\text{Sv/a}$ , amostra A5.

A amostra A5 foi coletada em Juazeiro e deve ser de especial análise, pois corresponde ao mesmo ponto de coleta, cujo poço havia sido lacrado em 2008. O que motivou o fechamento do poço para consumo humano na época foi um relatório lançado pela ONG Greenpeace (Greenpeace, 2008), que identificou alta concentração de urânio, sugerindo que o mesmo tivesse sido proveniente de contaminação por estar na área de influência da URA Caetité. Segundo o relatório, a população estaria recebendo doses acima dos limites permitidos ingerindo água desse poço. Porém, com os resultados desse trabalho foi verificado que a dose efetiva devido aos radionuclídeos  $^{226,228}\text{Ra}$  e  $^{234,238}\text{U}$  neste mesmo poço foi bem menor comparado ao limite recomendado pela OMS, que é de 100  $\mu\text{Sv/a}$ .

Sobre a hidrografia afluenta da região de Caetité. O sistema de drenagem da sub-bacia do Rio Cachoeirinha tem seu início localizado na zona rural do distrito de Manhaçu, a

uma distância em linha reta de 9,5 km em direção a INB (situado em outra sub-bacia). As amostras A1, A9, A10 e A11 foram coletadas nesse sistema de drenagem.

O Rio Cachoeirinha em seu percurso passa pela área urbana de Caetité, onde foi coletado a amostra A1 nas margens de um dos seus afluentes e a amostra A10 de um poço tubular. Na área urbana de Caetité o referido rio recebe afluentes líquidos sem tratamento (esgoto doméstico), sendo o sistema drenado posteriormente para o município de Lagoa Real, onde foi coletada a amostra A9, ao lado de uma ponte na saída da área urbana de Lagoa Real. A amostra A4 faz parte da sub-bacia do rio Juazeiro e as amostras A5, A6 e A7 pertencem a sub-bacia do rio Riacho Fundo, sendo que todas amostras foram coletadas na zona rural. A amostra A8 foi coletada de um poço tubular na área urbana de Lagoa Real utilizado para a lavagem de carro e pertence a sub-bacia do rio São Pedro.

Todos os rios do mapa (sub-bacias) que estão localizados na parte Leste do divisor das duas grandes bacias, pertencem a bacia hidrográfica do Rio de Contas, onde foram realizadas a maior parte das coletas, com exceção das amostras A2 e A3 que foram coletadas na bacia do rio São Francisco, a Oeste do divisor.

Pela Tabela 5.5 é possível também perceber que a atividade específica do urânio possui uma ordem de magnitude menor que a do rádio. Na verdade o rádio é o maior responsável pela dose efetiva total, dentre os radionuclídeos investigados. E assim, é o maior contribuinte do alfa e beta total.

#### 5.4 CONCENTRAÇÃO DA ATIVIDADE DO $^{226}\text{Ra}$ , $^{232}\text{Th}$ E $^{40}\text{K}$

Neste trabalho foi levado em consideração os valores das concentrações das atividades dos radionuclídeos  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{40}\text{K}$  das amostras de solos, pois estes são os radioisótopos mais abundantes na natureza encontrados em solos e os principais contribuintes para o aumento da radiação de fundo.

Para a realização das medidas das atividades específicas de radioisótopos em solos, foi utilizada a espectrometria gama, típica em para análises de amostras radioativas sólidas. Com espectrometria gama é possível medir os radioisótopos  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{228}\text{Ra}$  em rochas e solo. A Tabela 5.6 apresenta os resultados obtidos das amostras coletadas da região de mineração de urânio e suas respectivas incertezas. As atividades desses radionuclídeos variam de 15,6 a  $70,2 \pm 7,8$  Bq/kg para o  $^{226}\text{Ra}$ , de 23 a  $99 \pm 5,0$  Bq/kg para o  $^{232}\text{Th}$ , e de (5 a  $155 \pm 12$ )10 Bq/kg para  $^{40}\text{K}$ .



**Tabela 5.6:** Valores das concentrações de atividade do  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{40}\text{K}$  para as amostras de solo da região mineradora de Caetité – BA.

AMOSTRAS	$^{226}\text{Ra}$ [Bq/kg]	$^{232}\text{Th} (^{228}\text{Ac})$ [Bq/kg]	$^{40}\text{K}$ [Bq/kg]
S1	$20,6 \pm 5,6$	$27,8 \pm 5,0$	$< 50$
S3	$15,6 \pm 3,5$	$23,0 \pm 5,0$	$< 50$
S4	$70,2 \pm 7,8$	$91,9 \pm 7,5$	$903 \pm 80$
S5	$37,7 \pm 4,5$	$62,7 \pm 9,1$	$(155 \pm 11).10$
S6	$61,8 \pm 6,4$	$99 \pm 18$	$(104 \pm 12).10$
S7	$32,5 \pm 4,0$	$39,5 \pm 5,1$	$< 50$
S8	$40,9 \pm 4,0$	$34,8 \pm 6,1$	$248 \pm 60$
S9	$45,5 \pm 7,4$	$61,1 \pm 7,2$	$< 50$

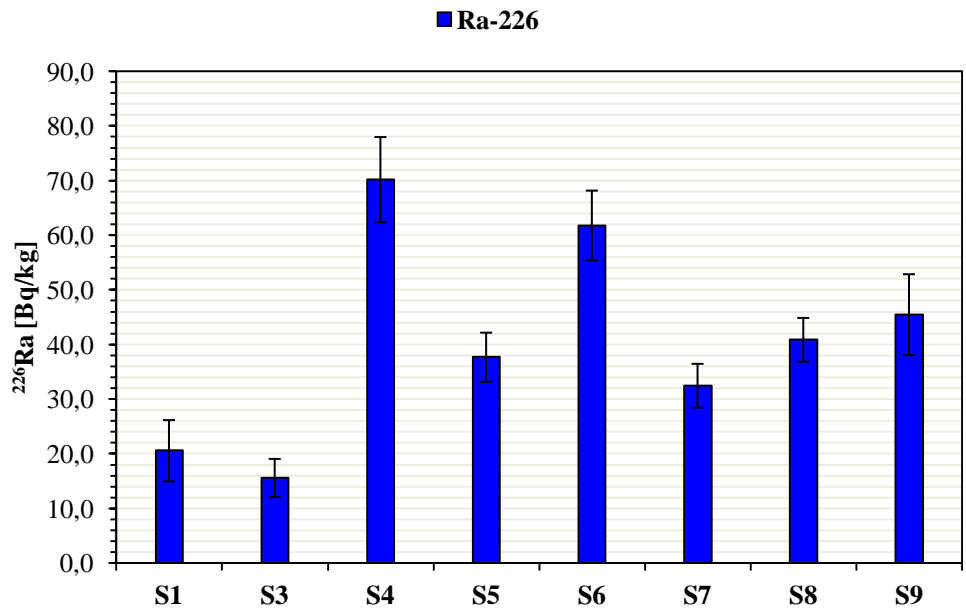
A Tabela 5.7 apresenta a razão dos radionuclídeos  $^{232}\text{Th}/^{226}\text{Ra}$  estudados da região de Caetité – BA. É possível observar com a razão média de 1,5 que o tório está mais presente no solo que o rádio. .

**Tabela 5.7:** Razão  $^{232}\text{Th}/^{226}\text{Ra}$

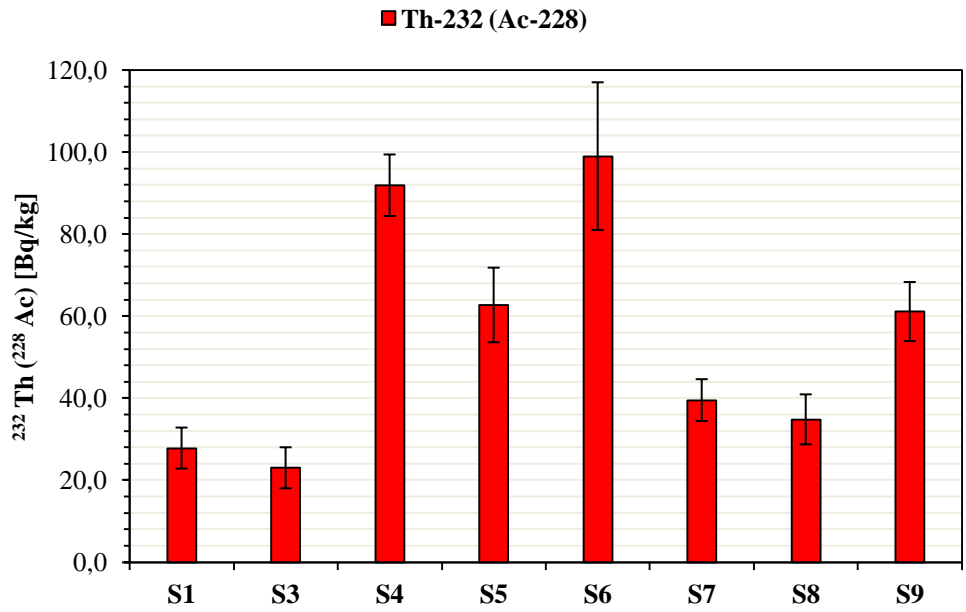
Amostras	S1	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
$^{232}\text{Th}/^{226}\text{Ra}$	1,3	1,5	1,3	1,7	1,6	1,2	1,9	1,3

Em seu estudo sobre a concentração de tório e urânio em solo cultivado na Austrália, [BOYLE \(1982\)](#) afirma que os teores desses radionuclídeos nos solos são altamente variáveis e conclui que os teores dependem essencialmente do tipo de material. Acontece também de ocorrer níveis elevados de tório no solo em certos locais do mundo, o que pode provocar um aumento na exposição à radiação natural, como nas areias monazíticas da costa do Espírito Santo e Rio de Janeiro. ([UNSCEAR, 2000](#)).

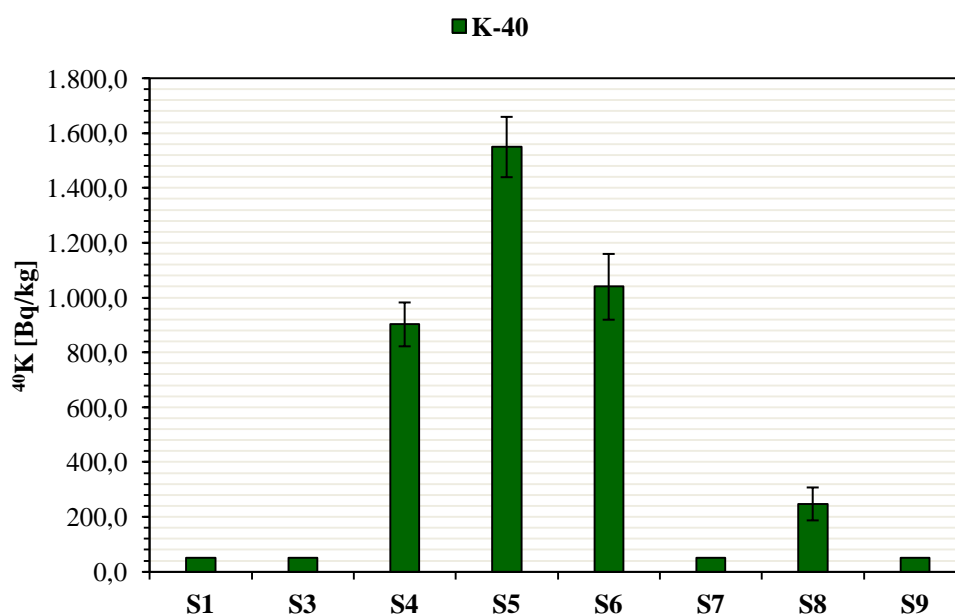
Os resultados das concentrações das atividades das amostras de solos apresentados na Tabela 5.6 foram colocados em gráficos mostrados nas Figuras 5.6 a 5.8.



**Figura 5.6:** Concentração da atividade do Ra-226 para os pontos de coleta de solo.



**Figura 5.7:** Concentração da atividade do Th-232(Ac-228) para os pontos de coleta de solo.



**Figura 5.8:** Concentração da atividade do K-40 para os pontos de coleta de solo.

Fazendo uma relação da concentração da atividade do Ra-226 nas amostras de solo e água, ao equiparar a unidade de massa dos solos ao volume de cada amostra de água, é claramente notado que a atividade em solo é maior do que em água na ordem de centenas a milhares de vezes. O Ra-226 fica mais concentrado no solo e não é totalmente lixiviado, como é mostrado na Tabela 5.8.

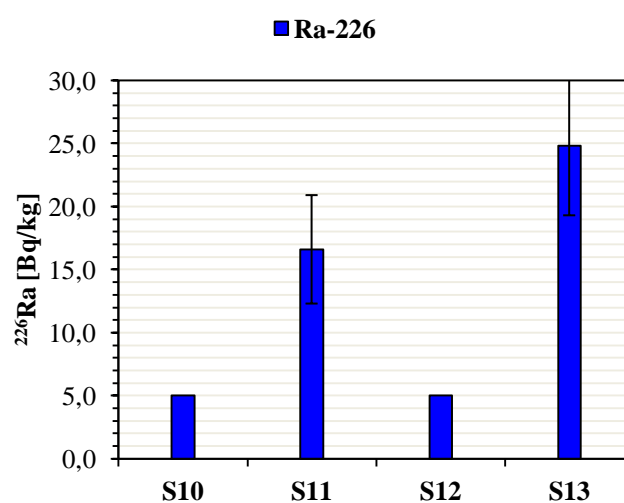
**Tabela 5.8:** Razão da atividade específica do Ra-226 em solo pela água do mesmo local.

Amostras	S1/A1	S3/A3	S4/A4	S5/A5	S6/A6	S7/A7	S8/A8	S9/A9
Ra-226	1584	459	524	2900	3635	-	576	-

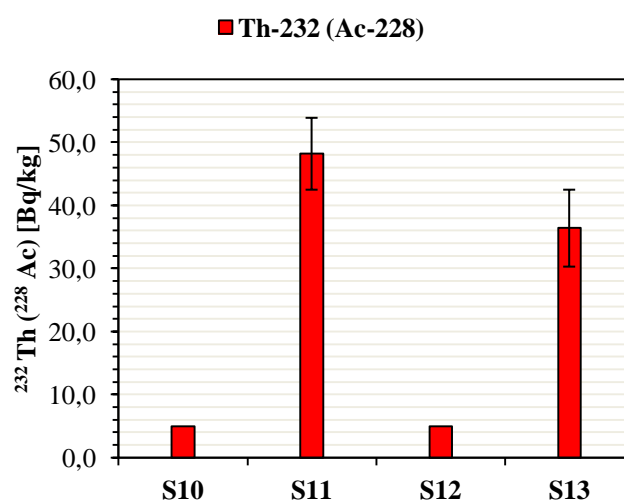
Como forma de comparar os resultados obtidos para a região de mineração, na Tabela 5.9 são apresentadas as atividades específicas das amostras de areias das praias do Rio de Janeiro e de Aracaju, onde também foram feitas coletas. Nessas amostras a variação das atividades foram de  $(5 \text{ a } 24,8 \pm 5,5) \text{ Bq/kg}$  para o  $^{226}\text{Ra}$ ,  $(5 \text{ a } 48,2 \pm 6,1) \text{ Bq/kg}$  para  $^{232}\text{Th}$ ( $^{228}\text{Ac}$ ) e abaixo de  $50 \text{ Bq/kg}$  para o  $^{40}\text{K}$ . Essas atividades específicas foram também colocadas na forma de histogramas mostrados nas Figuras 5.9, 5.10 e 5.11.

**Tabela 5.9:** Concentrações de atividade do  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{40}\text{K}$  para as amostras de areia das praias do Rio de Janeiro e Aracaju.

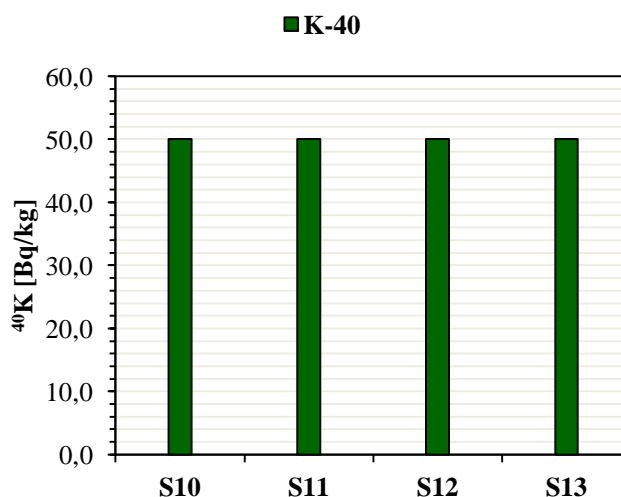
AMOSTRAS	$^{226}\text{Ra}$ [Bq/kg]	$^{232}\text{Th} (^{228}\text{Ac})$ [Bq/kg]	$^{40}\text{K}$ [Bq/kg]
<b>S10</b>	<5	<5	< 50
<b>S11</b>	$16,6 \pm 4,3$	$48,2 \pm 5,7$	< 50
<b>S12</b>	$24,8 \pm 5,5$	$36,4 \pm 6,1$	< 50
<b>S13</b>	<5	<5	< 50



**Figura 5.9:** Concentração da atividade do Ra-226 das amostras das praias.



**Figura 5.10:** Concentração da atividade do Th-232(Ac-228) das amostras das praias.



**Figura 5.11:** Concentração da atividade do K-40 das amostras das praias.

Conforme esperado, as amostras de areia das praias são naturalmente radioativas, contendo quantidades mensuráveis de  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{232}\text{Th}$ . Ao comparar as atividades específicas das amostras de solos, aquelas correspondentes à região de mineração de Caetité, amostras S1 a S9, apresentam atividades em geral um pouco maiores em relação as amostras das praias, mas na mesma ordem de grandeza. A grande diferença está relacionada a atividade específica do  $^{40}\text{K}$ , a qual foi sempre  $< 50 \text{ Bq/kg}$  para as amostras das praias mas foi mensurável nas amostras S4, S6, S8 e S5, que teve o maior valor de  $(155 \pm 11) \cdot 10 \text{ Bq/kg}$ .

Apesar de serem de localizações bem distintas, as atividades específicas dos radionuclídeos  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{232}\text{Th}$  não mostram diferenças significativas nas amostras da região de Caetité em relação as amostras das praias, estando na mesma ordem de grandeza. O maior valor para o  $^{226}\text{Ra}$  foi de  $24,8 \pm 5,5 \text{ Bq/kg}$  na amostra S12, das praias, e de cerca de 3 vezes maior,  $70,2 \pm 7,8 \text{ Bq/kg}$  na amostra S4, de Caetité. Nas amostras das praias a maior atividade específica do  $^{232}\text{Th}$  foi de  $(48,2 \pm 5,7) \text{ Bq/kg}$ , e cerca de 2 vezes maior,  $99 \pm 18 \text{ Bq/kg}$  na amostra S4, da região de Caetité.

A distribuição do rádio na natureza reflete a distribuição dos radionuclídeos precursores. No entanto, a distribuição do rádio observada nos materiais presentes na crosta terrestre e na sua superfície e ainda, as razões do  $\text{Ra-226/U-238}$  (assim como  $\text{Ra-224}$ ) e do  $\text{Ra-228/Th-232}$  mostram desvio do equilíbrio secular. Estes desvios, que são muito acentuados na biosfera, são indicativos de que os isótopos de rádio têm seu próprio comportamento geoquímico, e que embora este seja função da concentração inicial dos elementos precursores, é em algumas vezes, independente dos mesmos. (MEDEIROS, 2003).

Em geral, os elementos radioativos naturais estão altamente ligados aos minerais e não são, normalmente, perigosos para a saúde humana. Mas quando esses radionuclídeos emitem elementos gasosos radioativos como, por exemplo, o radônio pode ser extremamente perigoso. Logo materiais contendo grande concentração desses nuclídeos radioativos devem ser evitados de serem empregados como matéria-prima para matérias de construção, pois podem acarretar um aumento da exposição ambiental do local onde forem empregados.

Nas amostras do solo verificou-se que a maior concentração de atividade do Ra-226 de  $(70,2 \pm 7,8)$  Bq/kg na amostra S4 da região de Caetité corresponde a apenas cerca de 0,7 % do limite dos critérios de exclusão, isenção e dispensa como requisito de proteção radiológica dado pela Posição Regulatória CNEN PR-3.01-001 (CNEN, 2011b), que é de 10 Bq/g.

Nesse trabalho, o valor máximo da atividade encontrada foi de  $(155 \pm 11) \cdot 10$  Bq/kg para o K-40 na amostra S5 e corresponde a 15,5 % do limite dos critérios de exclusão, isenção e dispensa como requisito de proteção radiológica dado pela Posição Regulatória CNEN PR-3.01-001 (CNEN, 2011b). Para o  $^{232}\text{Th}$  a atividade específica foi correspondente a apenas 0,1% do valor limites dos critérios Posição Regulatória CNEN PR-3.01-001 (CNEN, 2011b).

Portanto, pelos dados obtidos podemos afirmar que em nenhuma amostra de solo aqui analisada foi encontrado valor que superasse os limites dos critérios de exclusão, isenção e dispensa como requisito de proteção radiológica dado pela Posição Regulatória CNEN PR-3.01-001 (CNEN, 2011b). Além disso, as atividades específicas dos radionuclídeos  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{40}\text{K}$  medidas em amostras de solo da região de Caetité e em amostras de areia de praias não mostram diferenças significativas que indiquem uma concentração elevada como TENORM. Portanto, não parece haver contaminação da região de Caetité devido a mineração de urânio na região. A presença de radionuclídeos nas amostras de solo se deve à natureza do solo da região e não à exploração da mina.

Apesar de não haver limitações para a concentração da atividade de radioisótopos de origem natural no solo e os valores aqui determinados terem sido aceitáveis, sugere-se novas investigações, que são necessárias para monitoramento da região.

## 6 CONCLUSÃO

Foram medidas atividades específicas de alguns radionuclídeos em amostras de água e solo coletadas na região de mineração de Caetité – BA. E percebe-se que, tanto nos solos quanto nas águas há a presença de nuclídeos radioativos, conforme esperado.

A amostra A4 de água apresentou uma maior concentração de atividade para os radionuclídeos  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{228}\text{Ra}$ , com resultados de  $(134 \pm 4)$  mBq/L e  $(208 \pm 9)$  mBq/L, respectivamente. A menor atividade detectada do  $^{226}\text{Ra}$  foi  $< 12$  mBq / L, sendo para o  $^{228}\text{Ra}$  o valor foi  $< 30$  mBq/L. A maior atividade do urânio na água foi da amostra A4 com  $(172 \pm 10)$  mBq/L e da amostra A8 com  $(447 \pm 20)$  mBq / L para o  $^{238}\text{U}$  e  $^{234}\text{U}$ , respectivamente.

Nas amostras de solo foi notado que especialmente o  $^{40}\text{K}$  desempenhou a maior atividade específica dessas amostras. O maior valor obtido para este nuclídeo radioativo foi  $(155 \pm 11).10$  Bq/kg na amostra S5, da região de Caetité. Nas amostras das praias a maior atividade foi do  $^{232}\text{Th}$  com  $(36,4 \pm 6,1)$  Bq / kg, sendo que todas as amostras coletadas fora da região de mineração, isto é, das amostras S10 a S13, tiveram uma concentração de atividade  $< 50$  Bq /kg para  $^{40}\text{K}$ , abaixo de algumas das demais amostras analisadas da região de Caetité. A presença de radionuclídeos nas amostras de solo independe da exploração de minério, pois pela localização das amostras não se distingue os níveis de atividade das amostras.

A partir dos valores obtidos das atividades específicas das amostras de água foram estimadas as doses efetivas anuais por adulto. Em dois pontos de amostragem os valores calculados das doses efetivas excederam o limite recomendado pela Organização Mundial de Saúde (WHO, 2008), que é de 100  $\mu\text{Sv/a}$ . Trata-se das amostras A4 e A8 que apresentaram os valores de 144,2  $\mu\text{Sv/a}$  e 102,2  $\mu\text{Sv/a}$ , respectivamente. Essas amostras de água não são consumidas pela população. A primeira foi coletada em uma lagoa superficial em uma propriedade rural próxima a URA/INB e a segunda é de poço tubular usado em posto de lavagem de veículos. Os resultados das doses efetivas para as águas consumidas pela população foram de 58,6  $\mu\text{Sv/a}$ , 17,6  $\mu\text{Sv/a}$  e 6,5  $\mu\text{Sv/a}$  correspondentes às amostras A2, A3 e A4, respectivamente. Esses resultados estão dentro da faixa recomendada pela OMS, e por isso é possível afirmar que não há contaminação desses radionuclídeos nas águas potáveis.

Os resultados das análises das amostras de solos representaram muito baixa concentração de atividade para os radionuclídeos investigados, comparados aos valores limites estabelecidos nos critérios de exclusão, isenção e dispensa como requisito de proteção radiológica dados pela Posição Regulatória CNEN PR-3.01-001 (CNEN, 2011b), que se refere a Norma CNEN-NN-3.01. O valor máximo da concentração de atividade obtida foi de

( $155 \pm 11$ ).10 Bq/kg para o K-40 na amostra S5 e corresponde a apenas 15,5 % do limite dos critérios de exclusão, isenção e dispensa como requisito de proteção radiológica dado pela Posição Regulatória CNEN PR-3.01-001 (CNEN, 2011b). Isso mostra que a região não tem realmente contaminação em excesso de nenhum radionuclídeo, seja natural ou que seja proveniente da atividade humana.

As atividades específicas dos radionuclídeos  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{40}\text{K}$  medidas em amostras de solo da região de Caetité e em amostras de areia de praias não mostram diferenças significativas que indiquem uma concentração elevada como TENORM. Portanto, não parece haver contaminação da região de Caetité devido a mineração de urânio na região. A presença de radionuclídeos nas amostras de solo se deve à natureza do solo da região e não à exploração da mina.



## 7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Por se tratar de uma província uranífera promissora para o quadro energético brasileiro, monitoramento da contaminação radiológica de água e solos devem ser constantes,, tendo em conta os recursos disponíveis e do potencial de riscos radiológicos. A seguir são apresentados alguns pontos sugestivos para futuros trabalhos.

- É necessário ampliar a área de estudo, assim como incluir outros radionuclídeos presentes na região.
- Sugere-se incluir na pesquisa a análise de bioindicadores para verificar a incorporação dos radioisótopos em plantas, animais e seres humanos.
- Atentar-se para a contribuição do  $^{40}\text{K}$ , no caso dos emissores beta total para as amostras de água.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, G. M. *Dose de exposição radiométrica no entorno das Minas de Caetité – BA e Santa Quitéria – CE*. Dissertação de mestrado. Departamento de Física. Universidade Federal de Sergipe. 2011.
- ANJOS, R. M.; Okuno, E.; Gomes, P. R. S.; Veiga, R.; Estellita, L.; Mangia, L.; Uzeda, D.; Soares, T.; Facure, A.; Brage, J. A. P.; Mosquera, B.; Carvalho, C.; Santos, A. M. A. (2004). *Radioecology teaching: evaluation of the background radiation levels from áreas with high concentrations of radionuclides in soil*. European Journal of Physics - 25, 133 – 144.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1999. *Toxicological Profile for Uranium*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA.
- BAHIA. 2008. *Programa Monitora – Programa de Monitoramento da Qualidade das Águas do Estado da Bahia – Avaliação das Concentrações de Urânio em Águas Superficiais e Subterrâneas da Região de Caetité/ Lagoa Real* – Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Governo do Estado da Bahia.
- BEGY, R. C.; DREVE, S.; GABOR, A. T.; RUSU, O. A.; COSMA, C. *Measurements of radium content in some spring waters from Romania*. Environmental Engineering and Management Journal, Vol.11, No. 2, 247-251, 2012.
- BIRAL, A. R. 2002. *Radiações ionizantes para médicos, físicos e leigos*. Florianópolis: Ed. Insular Ltda.
- BONOTO, D. M. 1957 - *Radioatividade nas águas: da Inglaterra ao Guarani*. - São Paulo: Editora UNESP, 2004.
- BOYLE, R.W. Geochemical prospecting for thorium and uranium deposits. *Developments in Economic Geology*, n.16, p. 71-78, 1982.
- BUSHBERG, J. T.; SEIBERT, J. A.; LEIDHOLDT, E. M.; BOONE, J. M. *The Essential Physics of Medical Imaging*. 2ª. ed. Filadélfia: Lippincott Williams & Wilkins, 2002.
- CAMPOS, S. S.; VEIGA, A. J. P.; GENNARI, R. F.; SOUZA, S. O. *Aplication of the geographic information systems (GIS) in the spatializati on of U, Th and K concentrations on the proximity of Brazilian uranium mines*. Internacional Nuclear Atlantic Conference – INAC 2013.
- CARDOSO, G. V.; Sobrinho, N. M. B. A.; Wasserman, M. A. V.; Mazur, N. *Geoquímica de radionuclídeos naturais em solos de áreas circunvizinhas a uma Unidade de Mineração e Atividade de Urânio*. Rev. Bras. Ciênc. Solo vol.33 n.6 Viçosa Nov./Dec. 2009.
- CARDOSO, L. X. *Análise de radionuclídeos naturais e artificiais do solo e de produtos alimentícios no estado de Sergipe, principalmente na região do Platô de Neópolis (SE)*. Tese de Doutorado, Núcleo de Pós-Graduação em Física, Universidade Federal de Sergipe, 2012.
- CHERDNTSEV, V.V. *Uranium-234*. Israel Program for Scientific Translations. P 144. 1971.

CNEN. COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. *CNEN-NN-3.01 – Diretrizes Básicas de Proteção Radiológica*, 2011a. Disponível em: <http://www.cnen.gov.br/seguranca/normas/pdf/Nrm301.pdf>

CONAMA CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005

CONAMA CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 396, de 03 de abril de 2008.

CROUTHAMEL, C.E., ADAMS, F. DAMS, R. *Applied gamma-ray spectrometry*. Institute of Nuclear Sciences, Ghent State University, Belgium, 1970.

CRUZ, S.C.P. *A interação entre o Aulacógeno do Paramirim e o Orógeno Araçuaí-Oeste Congo*. Tese de Doutorado, Departamento de Geologia, Universidade Federal de Ouro Preto, 2004. 496 p.

DARDENNE, M. A. & SCHOBENHAUS, C. 2003. *Depósitos minerais no tempo geológico e épocas metalogenéticas*. In: Bizzi, L., Schobbenhaus, C.; Vidotti, R.M. & Gonçalves, J. (ed.). *Geologia, tectônica e recursos minerais do Brasil: texto, mapas e SIG*. Brasília, CPRM, p. 365-447.

Defense and Energy and Development Administration: Washington, 1977

Dooley, J. R; Granger, H. C. & Rosholt, J. N. *Uranium-234 fractionation in the sandstone-type uranium deposits of the Ambrosia Lake District, New Mexico*. *Economic Geology*. V.61, p. 1362-1382. 1966.

DÓRIA, M. A., TIGRE, M. A. B. 2010. *Urânio no Brasil: uma visão crítica sob a atual regulação e suas consequências para o meio ambiente*. *Jornal do Meio Ambiente*, 15/04/2010.

DUMESCU, F.; Klein L.; Grec, A. *Contribution to the study of the environmental heritage of a former chemical plant*. *Environmental Engineering and Management Journal*, **9**, 27-32.2010

Eikenberg J., Tricca A., Vezzu G., Bajo S., Ruethi M., Surbeck H., (2001), *Determination of  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{224}\text{Ra}$  in natural water via adsorption on  $\text{MnO}_2$ -coated discs*, *Journal of Environmental Radioactivity*, **54**, 109-131.

EISENBUD, M. *Environmental radioactivity*. New York: Academic Press, 1973.

G. CAMARA, R.C.M. SOUZA, U.M. FREITAS, J. GARRIDO, “*SPRING- Integrating remote sensing and GIS by object - oriented data modeling*”. *Computers & Graphics*, **20**: (3) 395-403, May-Jun, 1996.

Hou, X. & Roos, P.; *Critical Comparison of Radiometric and Mass Spectrometric Methods for the Determination of Radionuclides in Environmental, Biological and Nuclear Waste Samples*. Riso DTU Technical University of Denmark. 2007.

INB INDÚSTRIAS NUCLEARES DO BRASIL. Disponível em <http://www.inb.gov.br>, acesso 08 dez. 2014.

JEE W.S.S., Arnold J.S., (1960), *Radioisotopes in the teeth of dogs-I: The distribution of plutonium, radium, radiothorium, mesothorium and strontium and the sequence of histopathologic changes in teeth containing plutonium*, Archives of Oral Biology, 2, 215-232.

JOBÁGY, V.; CHMIELEWSKA, I.; KOVÁCS, T.; CHALUPNIK, S. *Uranium determination in water samples with elevated salinity from Southern Poland by microcoprecipitation using alpha spectrometry*. Microchemical Journal, v. 93, pg. 200-205, 2009.

KAPLAN, I. *Nuclear Physics*, Addison-Wesley Publishing Comp., Inc. 1963.

KATHNEN, R.L. *NORM sources and their origins*. Applied Radiation and Isotopes. Vol. 49 (3), 1998, 149-168.

KETCHAM, R. A. (1996) *An improved method for determination of heat production with gamma-rays scintillation spectrometry*. Chem. Geol.,130: 175-194.

KNOLL, G. F. *Radiation Detection and Measurement* – 3rd ed – 2000.

ICRP, 1996. *Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 5. Compilation of Ingestion and Inhalation dose Coefficient*, Ann ICRP 1996; 26 (1), ICRP Publication 72, Pergamon Press, Oxford (1996).

LAMEGO, F. F.; FERNANDES, H. M.; FRANKLIN, M. R.; FLEXOR, J.; FONTES, S. L.; PEREIRA, S. R.; NASCIMENTO, F. M. F. *Impactos de Mineralização e Sustentabilidade no Semi-árido. Estudo de caso: Unidade de Concentração de Urânio – URA (Caetité)*. Comunicação Técnica elaborada para o XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Curitiba. Porto Alegre: ABRH, p.18, 2003. (CT2003 – 137-00).

LAURIA, D. C.; MARTINS, N. S. F.; ZENARO, R. *Monitoração radiológica ambiental*. Instituto de Radioproteção e Dosimetria – IRD, Rio de Janeiro, v. 1, p. 166, 2007.

LAWRIE, W.C.; Desmond, J.A.; Spence, D.; Anderson S.; Edmondson C. *Determination of radium – 226 in environmental and personal monitoring samples*, Applied Radiation and Isotopes, **53**, 133-137.(2000)

LIMA, R. A. *Avaliação da dose na população da região urano-fosfática do nordeste que utiliza os recursos hídricos da região*. 1996. Tese (Doutorado). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, SP.

LOCH, G. G.; Hiromoto, G.; Junior, O. R.; Bevilacqua, J. S. *Análise de soluções numéricas para as equações de Bateman*. IX Latin American IRPA Regional Congress on Radiation Protection and Safety - IRPA 2013.

MEDEIROS, F.H.M. *Radiação gama do solo da cidade de São Paulo e implicações dosimétrica*. Dissertação de mestrado. São Paulo: Instituto de Física da USP: 2003.

OJOVAN, M.I., LEE, W.E. *An Introduction to Nuclear Waste Immobilisation*. Great Britain: Elsevier Ltd.: 2005. ISBN: 978-0-08-044462-8.

OLIVEIRA, A. G.; Fuzikawa, K.; Moura, L. A. M. & Raposo, C. 1985. *Província uranífera de Lagoa Real, Bahia*. In: Schobbenhaus, C. & Coelho, C.E.S. (ed.). Principais depósitos minerais do Brasil. Brasília, volume 1, p. 105-120.

OKUNO, E., YOSHIMURA, E. *Física das Radiações*. São Paulo: Oficina de Textos, 2010.

PASCHOA, A.S., GODOY, J.M. *The areas of high natural radioactivity and TENORM wastes*. International Congress Series 1225 (2002) 3– 8. Great Britain: Elsevier Inc., 2002.

PIMENTEL, M. M; Machado, N. & Lobato, L.M.1994. *Geocronologia U – Pb de rochas graníticas e gnáissas da região de Lagoa Real, Bahia, e implicações para a idade de mineralização de Urânio*. Proceedings Congresso Brasileiro de Geologia, Balneário Camboriú. 1994. Pp. 389-3901.

Polish Norm PN-89/ZN-70072. *Radium isotopes determination in water with LSC method*. Wydawnictwa Normalizacyjne “alfa”. Warsaw (1989) (in Polish).

PRADO, G.R. 2007. *Estudo de contaminação ambiental por urânio no município de Caetité (BA), utilizando dentes humanos como bioindicadores*. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente – UESC, como requisito parcial para obtenção do título de mestre. Ilhéus.

PRATES, S. P. 2008. *Significado metalogenético da mineralogia dos albitos da jazida Cachoeira (Província Uranífera de Lagoa Real)*. Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia das Radiações, Minerais e Materiais, como requisito parcial à obtenção do Grau de Mestre. Belo Horizonte.

RADAMBRASIL. Ministério das Minas e Energia Secretaria-Geral. Folha SD. 24 Salvador: *geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra*. MME, Rio de Janeiro, RJ, 1981. 624 p.

RAESCU, M., Defta C., Bancescu G., Tuculina M., Constantinescu M.V., (2010), *Water, vehicle for preventive oral health products*, Environmental Engineering and Management Journal, **9**, 1521-1523.

RAMOS, G. F. 2010. *Determinação de isótopos de urânio e tório e polônio em perfis de sedimento da Baixada Santista, SP*. Dissertação apresentada ao Programa em Ciências na área de Tecnologia Nuclear – Aplicações – IPEN, como requisito parcial para obtenção do título de mestre. São Paulo.

ROSA, M. M. L *Avaliação dos teores de U, Th, <sup>226</sup>Ra, <sup>228</sup>Ra, <sup>210</sup>Pb e outros elementos de interesse presentes em cogumelos em uma região de elevada radioatividade natural no Brasil*. Dissertação. Tecnologia Nuclear – Aplicações. IPEN. 2012.

SANTOS, A. R.; PELUZIO, T. M. O.; SAITO, N. S. *SPRING 5.1.2: passo a passo: aplicações práticas* - Alegre, ES : CAUFES,2010.

SKOOG, D. A.; WEST, D. M.;HOLLER, F. J.; CROUCH, S. R. *Fundamentos de Química. Analítica*, Editora Thomson, tradução da 8ª edição, 2006.

SILVA, L. S. *Avaliação da radioatividade em águas potáveis, de superfície e subterrâneas da região de Caetité, BA*. Dissertação apresentada ao Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN. 2011.

SUOMELA, J. *Método para a determinação de U-isótopos na água*. Swedish Institute documento Radiação, 1993.

TAUHATA, L., SALATI I. P.A., PRINZIO, R.Di; PRINZIO, M.A.R.R.Di. 2003. *Radioproteção e Dosimetria: Fundamentos*. Rio de Janeiro – IRD/CNEN.

TURNER, J. E. *Atoms, Radiation, and Radiation Protection*. Third, Completely Revised and Enlarged Edition, 2007.

UNSCEAR UNITED SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION. The 2000 Report to the General Assembly with scientific Annexes. New York: United Nations. 2000.

UNSCEAR UNITED SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION, *Source and effects of ionizing radiation, Report to the General Assembly with scientific Annexes*, v.1, New Yorks, 2010.

WHO 1 *Guidelines for Drinking-Water Quality, Radiological Aspects*, Chapter 9, 2008.

WHO 1 WORD HEALTH ORGANIZATION *Guidelines for Drinking-water Quality, Recommendations*, 3rd ed, 2008.

WHO 1 WORD HEALTH ORGANIZATION *Guidelines for Drinking-water Quality*, 4.ed., 2011.

WHO 2 WORD HEALTH ORGANIZATION. *Uranium in Drinking - water - Background document for development of WHO Guidelines for Drinking - water Quality*, 2011.

## **ANEXOS**

**Método químico para a determinação dos isótopos de Rádio****PN-89 Z-70072**

Volume de 1L

Adicionar 25 ml 0,25M EDTA, 25 ml 0,05 M BaCl<sub>2</sub>, 0,2 ml 0,1 M Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>, methylorange

Aquecer até 95<sup>0</sup>C. Adicionar 4,5 ml 50% H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Deixar por cerca de 12 horas para formar o precipitado.

Decantar, centrifuga.

Adicionar 25 ml 0,25 M EDTA e methylorange. Aquecer levemente.

Adicionar 1 ml CH<sub>3</sub>COOH e anotar a data e hora. Decantar, centrifuga.

Mover para o frasco de cintilação. Decantar, centrifuga

Adicionar 6 ml de água destilada e 12 ml da solução cintiladora.